



UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA
FACULDADE DE ENGENHARIA QUÍMICA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA QUÍMICA



**O USO DE CFD NO ESTUDO DA DISPERSÃO DE MONÓXIDO
DE CARBONO EM AMBIENTE URBANO**

Délio Barroso de Souza

Uberlândia – MG

2016



UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA
FACULDADE DE ENGENHARIA QUÍMICA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA QUÍMICA



O USO DE CFD NO ESTUDO DA DISPERSÃO DE MONÓXIDO DE CARBONO EM AMBIENTE URBANO

Délio Barroso de Souza

Orientador: Prof^a. Dr^a. Valéria Viana Murata

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química da Universidade Federal de Uberlândia como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Engenharia Química

Uberlândia – MG

2016

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Sistema de Bibliotecas da UFU, MG, Brasil.

S729u Souza, Délio Barroso de, 1984-
2016 O uso de CFD no estudo da dispersão de monóxido de carbono em ambiente urbano [recurso eletrônico] / Délio Barroso de Souza. - 2016.

Orientadora: Valéria Viana Murata.
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Uberlândia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química.
Modo de acesso: Internet.
Disponível em: <http://dx.doi.org/10.14393/ufu.di.2018.1371>
Inclui bibliografia.
Inclui ilustrações.

1. Engenharia Química. 2. Monóxido de carbono. 3. Simulação por computador. 4. Veículos - Uberlândia (MG). I. Murata, Valéria Viana, . II. Universidade Federal de Uberlândia. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química. III. Título.

CDU: 66.0

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO SUBMETIDA AO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA QUÍMICA DA UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA COMO PARTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA OBTENÇÃO DO TÍTULO DE MESTRE EM ENGENHARIA QUÍMICA, EM 30 DE MARÇO DE 2016

BANCA EXAMINADORA



Prof.ª Dr.ª Valéria Viana Murata
Orientador (PPGEQ/FEQUI/UFU)



Prof. Dr. Humberto Molinar Henrique
FEQUI/UFU



Prof. Dr. Claudio Roberto Duarte
PPGEQ/FEQUI/UFU



Prof.ª Dr.ª Kássia Graciele dos Santos
PPGMQMG/UFTM

DEDICATÓRIA

Dedico esse trabalho a todos os que puderam me ajudar nessa trajetória.

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar, meu agradecimento é à Deus, que proveu forças, fé e me capacitou, não me permitindo desistir diante dos percalços e me possibilitou avançar, dando-me sempre um bom ambiente. Agradeço a Ele também pela minha mãe que é uma mulher guerreira e me ajudou, provendo recursos financeiros, amor, carinho e atenção mesmo morando distante. Agradeço a minha namorada, que me proveu incentivo durante esse tempo. Por fim, agradeço à minha orientadora, que pacientemente, me orientou nos caminhos a trilhar nesse trabalho.

SUMÁRIO

DEDICATÓRIA	I
AGRADECIMENTOS	II
SUMÁRIO	III
LISTA DE FIGURAS	VI
LISTA DE TABELAS	X
LISTA DE SIMBOLOS	XI
RESUMO	XIV
ABSTRACT	XVI
1 INTRODUÇÃO	1
2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	3
2.1 ESTRUTURA DA ATMOSFERA	3
2.2 CONCEITOS DE ESTABILIDADE ATMOSFÉRICA	5
2.2.1 A TAXA DE LAPSO ADIABÁTICO	6
2.2.2 NÚMEROS ADIMENSIONAIS DE RICHARDSON E DE FROUDE	12
2.2.3 TEORIA DE SIMILARIDADE DE MONIN-Obukhov	13
2.3 CARACTERIZAÇÃO DO TERRENO	19
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	21
3.1 A DISPERSÃO DE POLUENTES AO REDOR DE OBSTÁCULOS EM AMBIENTES URBANOS	22
3.2 EMISSÕES DE CONTAMINANTES	27
3.2.1 EMISSÕES A PARTIR DE VEÍCULOS AUTOMOTORES	31
3.2.2 EFEITOS DA EXPOSIÇÃO AO MONÓXIDO DE CARBONO SOBRE A SAÚDE HUMANA	36
3.3 MODELOS MATEMÁTICOS INTEGRAIS	40
3.4 MODELOS MATEMÁTICOS DE FLUIDODINÂMICA COMPUTACIONAL	46
	iii

3.4.1	FERRAMENTAS DE FLUIDODINÂMICA COMPUTACIONAL	48
3.5	MODELOS DE TURBULÊNCIA	53
3.5.1	ANALOGIA DE BOUSSINESQ	55
3.5.2	TRATAMENTO DA TURBULÊNCIA PRÓXIMO À PAREDES	56
4	<u>SIMULAÇÃO DA DISPERSÃO DE MONÓXIDO DE CARBONO NA ATMOSFERA NA PRESENÇA DE UM OBSTÁCULO CÚBICO</u>	<u>59</u>
4.1	MODELAGEM MATEMÁTICA NA CAMADA LIMITE PLANETÁRIA (CLP)	63
4.2	DESCRIÇÃO DA TURBULÊNCIA PELO MODELO K – E	66
4.2.1	TRATAMENTO DA TURBULÊNCIA PRÓXIMO ÀS PAREDES UTILIZANDO O MODELO K – E	69
4.3	ESTRUTURA LÓGICA DO <i>SOFTWARE</i> LIVRE OPENFOAM®	70
4.4	DESCRIÇÃO DO CENÁRIO 1: CARACTERIZAÇÃO DE PADRÕES DE ESCOAMENTO AO REDOR DE OBSTÁCULOS CÚBICOS SEM A PRESENÇA DE MONÓXIDO DE CARBONO	72
4.5	DESCRIÇÃO DO CENÁRIO 2: CARREAMENTO DE UMA PLUMA DE MONÓXIDO DE CARBONO PROVENIENTE DE FONTE PONTUAL EM CAMPO ABERTO	74
4.6	DESCRIÇÃO DO CENÁRIO 3: CARREAMENTO DE UMA PLUMA DE MONÓXIDO DE CARBONO PROVENIENTE DE FONTE PONTUAL COM A PRESENÇA DE OBSTÁCULO	76
4.7	DESCRIÇÃO DO CENÁRIO 4: LANÇAMENTO DE UMA FONTE DE MONÓXIDO DE CARBONO PROVENIENTE DE DESCARGAS AUTOMOTIVAS	78
4.7.1	DIMENSIONAMENTO DAS FILAS DE AUTOMÓVEIS UTILIZANDO O <i>SOFTWARE</i> CAL3QHC	79
4.7.2	CALCULO DA ZONA DE MISTURA INICIAL POR MEIO DE MODELOS DE TEMPO DE RESIDÊNCIA ⁸⁵	
5	<u>RESULTADOS E DISCUSSÕES</u>	<u>92</u>
5.1	PADRÕES DE ESCOAMENTO AO REDOR DE OBSTÁCULOS CÚBICOS SEM A PRESENÇA DE MONÓXIDO DE CARBONO	92
5.1.1	ESTUDO DO EFEITO DE MALHA COMPUTACIONAL	95
5.2	CARREAMENTO DE UMA PLUMA DE MONÓXIDO DE CARBONO PROVENIENTE DE FONTE PONTUAL EM CAMPO ABERTO	97
5.3	CARREAMENTO DE UMA PLUMA DE MONÓXIDO DE CARBONO PROVENIENTE DE FONTE PONTUAL COM A PRESENÇA DE OBSTÁCULO	98
5.4	LANÇAMENTO DE UMA FONTE DE CO PROVENIENTE DE DESCARGAS AUTOMOTIVAS	105
5.4.1	AVALIAÇÃO DA CONDIÇÃO DE ESTABILIDADE ATMOSFÉRICA NA DISPERSÃO DO POLUENTE	130
6	<u>CONCLUSÕES</u>	<u>132</u>

<u>7</u>	<u>SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS</u>	<u>133</u>
<u>8</u>	<u>REFERÊNCIAS</u>	<u>134</u>
	<u>APÊNDICE 1 – CONDIÇÕES DE CONTORNO EMPREGADAS NO PROBLEMAS DE SIMULAÇÃO</u>	<u>142</u>
	<u>APÊNDICE 2 – MÉTODO DOS VOLUMES FINITOS</u>	<u>145</u>
	<u>APÊNDICE 3 – RESULTADOS DAS SIMULAÇÕES PARA OS CASOS NO ITEM 5.4</u>	<u>148</u>

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Troposfera e suas principais camadas (SANTOS, 2000 apud CEZANA, et al., 2007).	3
Figura 2. Perfil vertical de temperatura em atmosfera neutra (REIS JR)	7
Figura 3. Perfil vertical de temperatura em atmosfera instável (REIS JR)	7
Figura 4. Perfil vertical de temperatura em atmosfera estável (REIS JR)	7
Figura 5. Incidência de radiação ultravioleta versus intensidade de radiação solar global. Adaptação (ADAM, et al., 2015)	16
Figura 6. Comportamento das classes de Pasquill-Güillford, de acordo com a teoria do comprimento de Monin-Obukhov (GOLDER, 1972).	18
Figura 7. Exemplo para uma situação em que os perfis de rugosidade são ditos homogêneos em cada setor (SOZZI, et al., 1998)	21
Figura 8. Padrão de fluxo de um filme de óleo que incide numa superfície de um obstáculo cúbico (HUNT, et al., 1978).	23
Figura 9. Padrões de fluxo esboçados com base na teoria cinética e nos resultados de túnel de vento numa perspectiva tridimensional (CEZANA, et al., 2007). Adaptação (HUNT, et al., 1978).	24
Figura 10. Vista, a partir do plano central, das estruturas de escoamento formadas (CEZANA, et al., 2007). Adaptado de HUNT, et al., (1978).	24
Figura 11. Cálculo da zona de cavidade formada na parte superior do prédio. Adaptação (WILSON, 1979 apud HANNA, et al., 1982).	25
Figura 12. Esboço de uma emissão de contaminantes (BRIGGS, 1973)	28
Figura 13. Fonte de emissão localizada na região de recirculação (MERONEY, 1982 apud CEZANA, et al., 2007).	29
Figura 14. Emissão de contaminantes a barlavento do obstáculo (MERONEY, 1982 apud CEZANA, et al., 2007).	30
Figura 15. Contaminantes lançados a partir do teto da construção (MERONEY, 1982 apud CEZANA, et al., 2007).	30
Figura 16. Posicionamento de emissores à sotavento e no telhado de obstáculos em alturas superiores (MERONEY, 1982 apud CEZANA, et al., 2007).	31
Figura 17. Valores de colesterol em artérias de coelhos de acordo com a exposição a uma concentração de CO variável e com ar com excesso de O ₂ (ASTRUP, 1972).	38
Figura 18. Parede arterial de um coelho não submetido a exposições de CO (I) em relação à dos animais submetidos às concentrações de 0,017% (ASTRUP, 1972)	38
Figura 19. Fluxo de ar e contaminantes ao redor de um obstáculo. Modificada de (PUTTOCK, et al., 1978)	41
Figura 20. Fonte de emissão de poluentes sob influência de ventos com velocidade (U), na direção positiva de x1. Adaptação (STOCKIE, 2011).	43
Figura 21. Interação obstáculo – contaminante. A – Obstáculo largo e baixo; B – Obstáculo muito pequeno em largura e altura; C – Obstáculo alto e pouco largo; D – Obstáculo largo e alto (DERUDI, et al., 2014).	51
Figura 22. Efeitos da dispersão da nuvem de um gás denso como função de Δ e R^* (DERUDI, et al., 2014).	52

Figura 23. Identificação das subcamadas num escoamento turbulento próximo às paredes (BIRD, et al., 2004)	56
Figura 24. Visualização panorâmica da área de estudo (a) e esquema dos links de fila estudados (b) (FERNANDES, et al., 2013).	60
Figura 25. Umidades relativas médias no período de janeiro de 2003 a dezembro de 2012 na cidade de Uberlândia (Minas Gerais). (FERNANDES, et al., 2013).	60
Figura 26. Temperaturas médias no período de janeiro de 2003 a dezembro de 2012 na cidade de Uberlândia (Minas Gerais) (FERNANDES, et al., 2013).	61
Figura 27. Direção predominante de incidência de ventos no domínio de cálculo (lado esquerdo), classe de ventos no período úmido (lado direito – superior) e no seco (lado esquerdo – inferior) (FERNANDES, et al., 2013)	61
Figura 28. Vista geral da organização das bibliotecas do OpenFOAM (OpenFOAM Foundation, 2014).	71
Figura 29. Malha computacional hexaédrica não uniforme e refinada nas proximidades do obstáculo	72
Figura 30. Domínio computacional discretizado: Vista Superior (I) e Vista Inferior (II)	73
Figura 31. Representação da incidência de ventos com perfil plano de velocidade e posicionamento do obstáculo cúbico para o Cenário 1.	73
Figura 32. Condição de pressão no início da simulação adotada no Cenário 1.	74
Figura 33. Condição inicial de carregamento de uma pluma de Monóxido de Carbono em campo aberto para padrões de velocidade do vento estabelecidos.	75
Figura 34. Condições iniciais de simulação do carregamento de uma fonte de poluentes em atmosfera em repouso (Etapa A) e do carregamento da mesma sob ventos já estabelecidos (Etapa B).	77
Figura 35. Posicionamento da fonte de Monóxido de Carbono em relação ao ambiente simulado	78
Figura 36. Link de fluxo livre (USEPA, 1995)	80
Figura 37. Link de fila (USEPA, 1995).	81
Figura 38. Condições de fila e atraso para uma interseção sinalizada próxima da condição de saturação (USEPA, 1995).	83
Figura 39. Link de fila sobressaturado (USEPA, 1995).	84
Figura 40. Zona de mistura inicial de poluentes (FERNANDES, et al., 2013).	86
Figura 41. Formação dos elementos nos links (BENSON, et al., 1984).	87
Figura 42. Posicionamento da zona de mistura. À esquerda para $\phi < \pi/4$ e à direita para $\phi \geq \pi/4$ (BENSON, et al., 1984).	88
Figura 43. Distribuição das cargas de CO na zona de mistura inicial dimensionadas conforme dados da Tabela 12 e Tabela 13 para o cenário 4.	90
Figura 44. Condição inicial de lançamento para uma atmosfera em repouso para o Cenário 4.	91
Figura 45. Condição inicial de lançamento para perfis de ventos estabelecidos (Etapa B) para o Cenário 4.	91
Figura 46. Perfis de escoamento do ar ao entorno do obstáculo cúbico para o Cenário 1	92
Figura 47. Campo vetorial vertical de velocidades do ar para o Cenário 1.	93
Figura 48. Fluxo de ar ao redor do obstáculo para o Cenário 1	93
Figura 49. Distribuição do campo de pressão vertical (a) e horizontal (b), após 40 s de simulação para o Cenário 1.	94
Figura 50. Malha computacional com cerca de 24000 células aplicada na simulação do Cenário 1.	95

<i>Figura 51. Refinamento da malha ao entorno do obstáculo cúbico aplicada na simulação do Cenário 1.</i>	96
<i>Figura 52. Comparação entre a resolução das linhas de fluxo sobre ao redor do obstáculo cúbico</i>	96
<i>Figura 53. Distância vertical máxima atingida pelo poluente (a) e sua máxima dispersibilidade horizontal (b)</i>	98
<i>Figura 54. Campo de velocidades e perfil Vertical de dispersão de Monóxido de Carbono no Cenário 2.</i>	99
<i>Figura 55. Dispersibilidade horizontal do Monóxido de Carbono no Cenário 2.</i>	100
<i>Figura 56. Perfis verticais de temperatura (T) e pressão (P) no Cenário 2.</i>	101
<i>Figura 57. Dispersão vertical de CO em estado estacionário</i>	102
<i>Figura 58. Dispersibilidade horizontal de CO em regime permanente.</i>	103
<i>Figura 59. Distância vertical máxima atingida pelo poluente (a) e sua máxima dispersibilidade horizontal (b) na presença de um obstáculo cúbico.</i>	104
<i>Figura 60. Distribuição do campo de velocidades vertical (a) e horizontal (b), após 73s de simulação no Cenário 4.</i>	106
<i>Figura 61. Distribuição do campo de pressões vertical (a) e horizontal (b), após 73s de simulação no Cenário 4 para ventos de 2,34 m/s.</i>	107
<i>Figura 62. Distribuição do campo de concentrações vertical (a) e horizontal (b), após 73s de simulação no Cenário 4 para ventos de 2,34 m/s.</i>	108
<i>Figura 63. Formação da zona de recirculação nas laterais superior e inferior do obstáculo no Cenário 4 para ventos de 2,34 m/s no tempo $t = 13s$.</i>	109
<i>Figura 64. Carreamento de CO sob ventos de 2,37 m/s oriundos da perturbação atmosférica com ventos de 2,34 m/s.</i>	110
<i>Figura 65. Distribuição do campo de velocidades vertical (a) e horizontal (b), após 73s de simulação no Cenário 4 a partir dos ventos estabelecidos oriundos da incidência de ventos à 2,34 m/s</i>	111
<i>Figura 66. Distribuição do campo de pressões vertical (a) e horizontal (b), após 73s de simulação a partir da condição de ventos estabelecidos, oriundos de ventos a 2,34 m/s no Cenário 4.</i>	112
<i>Figura 67. Distribuição do campo de concentrações vertical (a) e horizontal (b), após 73s de simulação a partir da condição de ventos estabelecidos, decorrentes da incidência de ventos a 2,34 m/s no Cenário 4.</i>	113
<i>Figura 68. Distribuição do campo de velocidades vertical (a) e horizontal (b), após 73s de simulação. Cenário 4, ventos a 4 m/s.</i>	115
<i>Figura 69. Distribuição do campo de pressões vertical (a) e horizontal (b), após 73s de simulação. Cenário 4, ventos a 4 m/s.</i>	116
<i>Figura 70. Distribuição do campo de concentrações vertical (a) e horizontal (b), após 73s de simulação. Cenário 4, ventos a 4 m/s.</i>	117
<i>Figura 71. Distribuição do campo de velocidades vertical (a) e horizontal (b), após 73s de simulação, no Cenário 4, a partir do perfil de ventos estabelecidos, oriundos da incidência de ventos à 4 m/s.</i>	119
<i>Figura 72. Distribuição do campo de pressões no início (a) e após 73s de simulação (b), no Cenário 4, a partir do perfil de ventos estabelecidos, oriundos da incidência de ventos à 4 m/s.</i>	120
<i>Figura 73. Distribuição do campo de concentrações vertical (a) e horizontal (b), a partir do perfil de ventos estabelecidos, oriundos da incidência de ventos à 4 m/s.</i>	121
<i>Figura 74. Distribuição do campo de velocidades vertical (a) e horizontal (b), após 73s de simulação. Cenário 4, ventos à 15 m/s.</i>	123

<i>Figura 75. Comparação da conformação das zonas de cavidade provenientes de ventos à 4 m/s e de ventos à 15 m/s.</i>	124
<i>Figura 76. Distribuição do campo de pressões vertical (a) e horizontal (b), após 73s de simulação. Cenário 4, ventos à 15 m/s.</i>	125
<i>Figura 77. Distribuição do campo de concentrações vertical (a) e horizontal (b), após 73s de simulação. Cenário 4, ventos à 15 m/s.</i>	126
<i>Figura 78. Perfis de velocidade vertical (a) e horizontal (b) após 73s, no Cenário 4, simulados a partir de ventos estabelecidos, oriundos da incidência de ventos à 15m/s.</i>	127
<i>Figura 79. Perfis de pressão vertical (a) e horizontal (b) após 73s, no Cenário 4, simulados a partir de ventos estabelecidos, oriundos da incidência de ventos à 15m/s.</i>	128
<i>Figura 80. Distribuição do campo de concentrações vertical (a) e horizontal (b), após 73s de simulação, no Cenário 4, simulados a partir de ventos estabelecidos, oriundos da incidência de ventos à 15m/s.</i>	129
<i>Figura 81. Perfis de lapso adiabático para os lançamentos de poluentes durante o processo de estabelecimento dos perfis de circulação dos ventos e posteriormente com os ventos estabelecidos. a – 2,34 m/s; b – 4 m/s; c – 15m/s.</i>	131
<i>Figura 81. Subdomínio para formulação das equações de discretização</i>	145

LISTA DE TABELAS

<i>Tabela 1. Taxas de lapso adiabático segundo a classificação de Pasquill-Güilford (BOÇON, et al., 1998)</i>	11
<i>Tabela 2. Classes de Estabilidade de Pasquill-Güilford. (CEZANA, et al., 2007).</i>	17
<i>Tabela 3. Valores dos parâmetros da Equação (46) (GOLDER, 1972)</i>	17
<i>Tabela 4. Comprimentos de rugosidade superficial de algumas superfícies (SEINFELD, 1986 apud BOÇON, et al., 1998).</i>	18
<i>Tabela 5. Composição das emissões gasosas veiculares (MARTINS, et al., 2006)</i>	32
<i>Tabela 6. Padrões regulatórios de emissão de poluentes nos Estados Unidos (FERNANDES, et al., 2013).</i>	35
<i>Tabela 7. Padrões nacionais de qualidade do ar conforme Resolução CONAMA 03/1990 (FERNANDES, et al., 2013).</i>	36
<i>Tabela 8. Reações do corpo humano à exposição de CO (LI, 1997)</i>	37
<i>Tabela 9. Constantes do modelo κ-ϵ clássico (LAUNDER, et al., 1974).</i>	69
<i>Tabela 10. Definição das condições de contorno para as grandezas simuladas.</i>	74
<i>Tabela 11. Condições de contorno adotadas na simulação da dispersão de CO em campo aberto, Cenário 2.</i>	76
<i>Tabela 12. Parâmetros de tráfego na região de estudo utilizados no algoritmo de formação de filas (FERNANDES, et al., 2013).</i>	89
<i>Tabela 13. Configuração da carga de Monóxido de Carbono nos links, conforme a Equação (141).</i>	89
<i>Tabela 14. Velocidade (U) [m/s].</i>	142
<i>Tabela 15. Energia cinética turbulenta (P) Pa.</i>	142
<i>Tabela 16. Temperatura (T) [K].</i>	142
<i>Tabela 17. Energia cinética turbulenta (κ) m^2s^2.</i>	143
<i>Tabela 18. Dissipação de energia cinética turbulenta (ϵ) m^2s^3.</i>	143
<i>Tabela 19. Fração de CO (γ_{CO}).</i>	143
<i>Tabela 20. Fração de ar (γ_{ar})</i>	143

LISTA DE SIMBOLOS

Variáveis

\dot{A}	Taxa de chegada de veículos	$\left[\frac{\text{veículos}}{\text{hr}} \right]$
A, B	Parâmetros da Equação (33)	[]
AC	Capacidade de aproximação da via	$\left[\frac{\text{veículos}}{\text{h} \cdot \text{faixa}} \right]$
$BASE$	Fator de crescimento	[-]
C	Concentração	$\left[\frac{\text{kg}}{\text{m}^3} \right]$
$CAVG$	Tempo total do sinal	[s]
cr	Parâmetro de Coriolis	[]
D	Atraso de aproximação	[h]
d	Atraso médio de tempo parado	[h]
D	Fluxo difusivo através da face de um subdomínio	$\left[\frac{1}{\text{s}} \right]$
E, G	Produção e destruição de energia devido à deformação do escoamento e o empuxo, respectivamente.	$\left[\frac{\text{kg}}{\text{m} \cdot \text{s}^3} \right]$
EF	Fator de emissão	$\left[\frac{\text{g}}{\text{veículos} \cdot \text{h}} \right]$
EL	Comprimento do elemento	[m]
F	Fluxo convectivo através da face de um subdomínio	$\left[\frac{\text{kg}}{\text{m}^2 \cdot \text{s}} \right]$
F_{cr}	Força de Coriolis	$\left[\frac{\text{kg}}{\text{m} \cdot \text{s}^2} \right]$
F_c	Forças de campo	$\left[\frac{\text{kg}}{\text{m} \cdot \text{s}^2} \right]$
FR	Número de Froude	[]
$GAVG$	Tempo de sinal verde	[s]
h	Altura	[m]
I	Intensidade de radiação solar	$\left[\frac{\text{J}}{\text{m}^2 \text{h}} \right]$
IV	Volume de veículos que chegam a intersecção	$\left[\frac{\text{veículos}}{\text{h}} \right]$

J	Fluxo mássico	$\left[\frac{\text{kg}}{\text{m}^2 \cdot \text{s}} \right]$
l	Comprimento	[m]
L	Comprimento de Monin-Obukhov	[m]
N	Número de veículos	$\left[\frac{\text{veículos}}{\text{hr}} \right]$
N	Parâmetro de Brunt-Väisälä	$\left[\frac{1}{\text{s}} \right]$
NE	Número de elemento	[]
P	Partida de veículos	$\left[\frac{\text{veículos}}{\text{hr}} \right]$
\dot{P}	Taxa de partida de veículos	$\left[\frac{\text{veículos}}{\text{hr}} \right]$
PF	Fator de progressão	[]
q	Fluxo de energia	$\left[\frac{\text{J}}{\text{m}^2 \cdot \text{s}} \right]$
q	Quantidade de calor	[J]
R	Raio	[m]
R^*	Adimensional de conformação geométrica	[]
$RAVG$	Tempo médio de sinal vermelho	[s]
Re	Número de Reynolds	[]
Ri	Número de Richardson	[]
S	Superfície	[m ²]
SFR	Taxa de fluxo de saturação	$\left[\frac{\text{veículos}}{\text{hr}} \right]$
$SGZI$	Dispersibilidade vertical inicial	[m]
T	Temperatura	[K]
TR	Tempo de residência	[s]
U	Velocidade	$\left[\frac{\text{m}}{\text{s}} \right]$
W	Largura	[m]
X, Y, Z	Distância horizontal (X, Y) e vertical (Z)	[m]
y	Fração de um componente	[]
$YFAC$	Tempo de reação ao sinal	[s]
z_0	Comprimento de rugosidade superficial	[m]

$\boldsymbol{\tau} : \nabla \cdot \boldsymbol{U}$ Dissipação viscosa de energia térmica

$$\left[\frac{\text{kg}}{\text{m} \cdot \text{s}^3} \right]$$

Letras Gregas

ϕ	Ângulo	[]
α	Coefficiente difusividade térmica	$\left[\frac{\text{m}^2}{\text{s}} \right]$
ρ	Densidade	$\left[\frac{\text{kg}}{\text{m}^3} \right]$
Γ	Difusividade mássica	$\left[\frac{\text{m}^2}{\text{s}} \right]$
ε	Dissipação da energia cinética turbulenta	$\left[\frac{\text{m}^2}{\text{s}^3} \right]$
ξ, ψ	Parâmetros de estabilidade atmosférica	[]
κ	Produção de energia cinética turbulenta	$\left[\frac{\text{m}^2}{\text{s}^2} \right]$
Λ	Taxa de lapso adiabático	$\left[\frac{\text{K}}{\text{m}} \right]$
θ	Temperatura potencial	[K]
τ	Tensor de tensões de Reynolds	$\left[\frac{\text{kg}}{\text{m} \cdot \text{s}^2} \right]$
Ω	Velocidade angular	$\left[\frac{\text{rad}}{\text{s}} \right]$
ν	Viscosidade cinemática	$\left[\frac{\text{m}^2}{\text{s}} \right]$
M	Viscosidade dinâmica	$\left[\frac{\text{kg}}{\text{m} \cdot \text{s}} \right]$
∇	Operador diferencial	$\left[\frac{[\phi]}{\text{m}} \right]$

RESUMO

A exposição do ser humano ao Monóxido de Carbono (CO) pode contribuir para episódios de emergência devido a infartos, e mesmo quando o tempo de exposição é da ordem de 50 minutos compromete a acuidade visual. No ambiente urbano, esta exposição é contínua, mas o monitoramento de concentrações em grandes espaços é difícil e raramente executado pelos agentes públicos devido ao alto custo de operação e de manutenção. Essas concentrações são ainda afetadas pela presença de obstáculos e de edificações, pelas condições variáveis de tráfego, pelas condições climáticas que variam ao longo de curtos períodos de tempo. A predição dos níveis de concentração de gases tóxicos e de materiais particulados, através de modelos matemáticos, permite estabelecer políticas de saúde pública considerando o efeito das muitas variáveis que afetam a dispersão destes poluentes e adotar ações de prevenção e correção dos fatores causadores. Este trabalho propõe a aplicação de modelos matemáticos fenomenológicos baseados nas equações conservativas de massa, quantidade de movimento e energia acopladas ao modelo de turbulência $\kappa - \epsilon$, para a simulação computacional da dispersão de CO emitido por veículos em ambiente urbano na cidade de Uberlândia (Minas Gerais, Brasil), considerando tempos de parada em sinais de trânsito, tipo de veículos, características climáticas da região e idade da frota. A simulação computacional é feita utilizando o *software* OpenFOAM[®]. São apresentados os padrões dinâmicos de escoamento e os perfis de concentração em terreno característico de ambiente urbano, com 60 metros x 45 metros x 30 metros de dimensão, com a presença de um obstáculo cúbico de 5 metros x 5 metros x 5 metros. A fonte emissora de CO, distribuída em uma zona inicial de mistura, tem a carga estimada para uma determinada conformação de filas de veículos, considerado o fator de emissividade, pelo *software* CAL3QHC. Para considerar os tempos de parada dos veículos nos sinais de trânsito (73 segundos), as simulações foram realizadas em duas etapas. Na primeira etapa, o posicionamento da fonte de CO foi definida em conformidade com o posicionamento de filas de veículos considerando a presença de ar puro em todo o domínio. As estruturas de escoamento e as concentrações de CO neste ambiente após 73 segundos, definiram a concentração de *background* do CO utilizada nos modelos integrais. Esta concentração de *background* permite representar uma situação mais realista da ambiência urbana e foi utilizada na simulação da segunda etapa onde novo lançamento de CO foi simulado considerando o mesmo posicionamento dos *links* de fila de veículos e a mesma distribuição da carga. A influência da velocidade do ar sobre os padrões de escoamento e a distribuição de concentração do CO foi

considerada para valores de velocidades de 2,34 m/s, 4 m/s e 15 m/s, típicas da região estudada. Os fenômenos de estratificação atmosférica, mitigação e inversão térmica foram adequadamente previstos na simulação e demonstrou-se em que condições os efeitos danosos do CO sobre a saúde humana são mais agudos. São apresentados ainda estudos considerando o lançamento de uma fonte pontual de CO com dimensões de 7 metros x 3 metros x 3 metros, posicionada a um 1,80 metro de altura do solo correspondente à altura média da população, sem e com a presença do obstáculo cúbico. Os resultados obtidos demonstram a capacidade da modelagem CFD através do OpenFoam, associada à representação de links de filas de veículos automotores através do algoritmo CAL3QHC, na representação da dispersão do CO em ambiente urbano.

Palavras-chave: Simulação numérica, Monóxido de Carbono, CAL3QHC, CFD, OpenFOAM, turbulência, emissão de contaminantes, filas de automóveis, estratificação atmosférica, lapso adiabático, obstáculo cúbico.

ABSTRACT

The human exposure to Carbon Monoxide (CO) can contribute to emergency episodes due to heart attacks, and even when the exposure time is 50 minutes of order compromises visual acuity. In the urban environment, this exhibition is ongoing, but monitoring concentrations in large spaces is difficult and rarely performed by state officials due to the high cost of operation and maintenance. These concentrations are still affected by the presence of barriers and buildings, by varying traffic conditions, climate conditions ranging over short periods of time. The prediction of the concentration levels of toxic gases and particulate matter, through mathematical models, allows you to establish public health policies considering the effect of many variables that affect the dispersion of air pollutants and adopt prevention and correction of the causative factors. This work proposes the application of mathematical models phenomenological based on the mass of conservative equations, momentum and energy coupled to κ turbulence model - ϵ , for the simulation of CO dispersion emitted by vehicles in urban environment in the city of Uberlândia (Minas Minas, Brazil), considering downtimes in traffic signals, vehicle type and climatic characteristics of the region and age of the fleet. The computer simulation is performed using the software OpenFOAM®. Dynamic patterns are presented to flow and concentration profiles in a characteristic plot of urban environment 60 meters x 45 meters x 30 meters in size in the presence of a cubic obstacle 5 meters x 5 meters x 5 meters. The CO emission source, distributed in an initial mixing zone, has the estimated load for a given conformation of vehicle queues considered the emissivity at CAL3QHC software. To consider the vehicle downtimes on road signs (73 seconds), the simulations were carried out in two stages. In the first stage, the positioning of the CO source was defined in accordance with the positioning of vehicle queues considering the presence of fresh air throughout the area. The flow structures and CO concentrations in the environment after 73 seconds, defined the background concentration of CO used in whole models. This background concentration can represent a more realistic situation in urban atmosphere and was used to simulate the second stage where new release of CO was simulated by considering the same positioning of the vehicle row of links and the same load distribution. The effect of air speed on the flow patterns and CO concentration distribution was considered values for speeds of 2.34 m/s, 4 m/s and 15 m/s, typical of the studied region. The phenomena of atmospheric stratification, mitigation and heat exchange were adequately provided for in the simulation and demonstrated in what conditions the harmful effects of CO on human health are more acute.

They are also presented studies considering the launch of a point source of CO with dimensions of 7 meters x 3 meters x 3 meters, positioned at a 1.80 meters height of the soil to the average height of the population, with and without the presence of the obstacle cúbico. Os results demonstrate the ability of CFD modeling using OpenFOAM associated with the representation of motor vehicles queue links through CAL3QHC algorithm, in representation of the CO dispersion in urban environment.

Keywords: Numerical simulation, Carbon Monoxide, CAL3QHC, CFD, OpenFOAM, turbulence, emission of contaminants, car lines, atmospheric stratification, adiabatic lapse and cubic obstacle.

1 INTRODUÇÃO

O aumento das emissões de Monóxido de Carbono (CO) na atmosfera desperta o interesse em sua quantificação para estabelecimento de patamares toleráveis por seres vivos de acordo com as concentrações e os períodos de exposição. Nesse sentido, estudos vem sendo propostos visando quantificar e qualificar esses efeitos, pois sabe-se que a exposição à pequenas concentrações desse gás em horizontes de tempo relativamente baixos (50 min) seriam suficientes para causar distúrbios no organismo de seres humanos, como aumento de níveis de doenças cardiovasculares e respiratória, e deficiências nas capacidades psicomotoras.

É possível citar como principais fontes de emissoras de CO as chaminés industriais e as descargas de automóveis, principalmente os movidos à diesel. Nos motores de ciclo diesel a queima do combustível é feita sob condição de falta de oxigênio, fazendo com que as taxas de CO, produto dessa combustão, sejam elevadas. Nas chaminés industriais de siderúrgicas, por exemplo, altas cargas de CO são geradas do processo de redução do minério de ferro (hematita – Fe_2O_3) nos altos-fornos que se utilizam de CO_2 a fim de reduzir o Fe^{2+} a Fe^0 .

Além dos impactos na saúde, a dispersibilidade de contaminantes é questão importante no projeto de construções. Em 1960 surgiu uma especialidade denominada engenharia dos ventos, cujo propósito é avaliar de modo qualitativo e quantitativo o efeito dos ventos sobre as construções em aspectos estruturais, ambientais e energéticos. O efeito da pressão incidente nas construções e a determinação do perfil de escoamento avaliados experimentalmente em túneis de vento são utilizados para a distribuição e o posicionamento das aberturas do sistema de ventilação e para a especificação de vidros e janelas (LI, 1997).

Em plantas industriais o conhecimento de perfis de dispersão de contaminantes torna-se ferramenta essencial para elaboração de planos de evacuação em caso de ruptura de unidades armazenadoras de gases. Acidentes como os da planta da Union Carbide em Bhopal (Índia), em que foram liberados cerca de 80 ton de vapores de Metil isocianeto armazenado em dois tanques, tiveram seus cenários de dispersibilidade simulados, quantificando-se concentrações de modo a possibilitar estudos de impactos no ambiente e em organismos de seres vivos (SIGH, et al., 1987).

A quantificação da distribuição de gases em ambientes é feita por meio de medidores instalados em pontos estratégicos, num ambiente de interesse, ou por estações meteorológicas. As estações meteorológicas, além de quantificar esses poluentes, também se prestam a

informações de condições meteorológicas locais como umidade relativa, pressão barométrica e temperatura.

Dados extraídos desses equipamentos são frequentemente utilizados como base referencial para validação de modelos de dispersão. Esses modelos, estudados desde o início dos anos 1900 eram construídos por meio de experimentos de túnel de vento, posteriormente, com o advento do computador os mesmos passaram a ser obtidos por meio de experimentos de simulação numérica. Com advento dos microcomputadores, depois de 1980 e posteriormente com a miniaturização de seus componentes, aumento de capacidade de processamento e aumento da capacidade de armazenamento, tornaram a ferramenta computacional mais atrativa a realização desse tipo de trabalho.

Aliado ao contexto de desenvolvimento de computadores, *softwares* que empregam rotinas numéricas que visam a resolução das equações conservativas de transporte, tiveram seu uso bastante disseminados, nos mais variados contextos de simulações, que não somente para fins de prever campos de escoamento, mas também em análises de tensões em corpos. Os resultados dessas simulações passam a ser obtidos à um custo operacional bem menor do que antes além da praticidade de se ter que apenas programar um computador.

Diante do descrito, destaca-se aqui a ferramenta computacional OpenFOAM[®], que é de código fonte aberto e incorpora algoritmos de resolução dos mais variados problemas de escoamento e de tensões em corpos rígidos e a ferramenta CAL3QHC utilizada na quantificação de emissões gasosas proveniente de escapamento de veículos automotores, em condições de enfileiramento ou de movimentação e posterior predição de dispersão de poluentes (gasosos ou particulados).

Diante do exposto, a fundamentação teórica desse trabalho e o direcionamento das pesquisas pertinentes ao tema serão detalhados nas seções 2 e 3, respectivamente. Nessas seções serão dados detalhes sobre a fenomenologia de circulação de massas de ar e a sua descrição matemática pertinente, assim também como toda a fundamentação característica da dispersão de contaminantes. A partir de toda a teoria mostrada, a ferramenta OpenFOAM será utilizada, nesse trabalho, para previsão da fluidodinâmica de Monóxido de Carbono, sob condições atmosféricas, na presença de um obstáculo e a ferramenta CAL3QHC será utilizada para dimensionamento de filas de veículos formadas na área proposta para estudo, assim também como da carga de CO emitida por eles, tal como será descrito na seção 4.

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

As movimentações de massas de ar em grandes escalas são responsáveis pela ocorrência dos mais diversos fenômenos climáticos e por tornar possível a distribuição do calor na superfície do planeta. A partir da compreensão fenomenológica da movimentação dos ventos na atmosfera, é possível estabelecer padrões qualitativos que agrupem fenômenos peculiares e, por fim, estabelecer conceitos quantitativos.

No contexto desse capítulo, serão apresentados conceitos que norteiam a classificação da estrutura da atmosfera e a descrição de sua estratificação (estável, instável e neutra), que permitirão compreender seus parâmetros matemáticos de quantificação seja por hipóteses usadas para formular modelos matemáticos ou por adimensionais que denotem esses fenômenos.

2.1 Estrutura da Atmosfera

De acordo com os fenômenos físicos existentes, é possível classificar duas regiões na atmosfera, sendo uma chamada geostrófica ou troposfera e a outra denominada de Camada Limite Planetária (CLP), como se mostra na Figura 1.

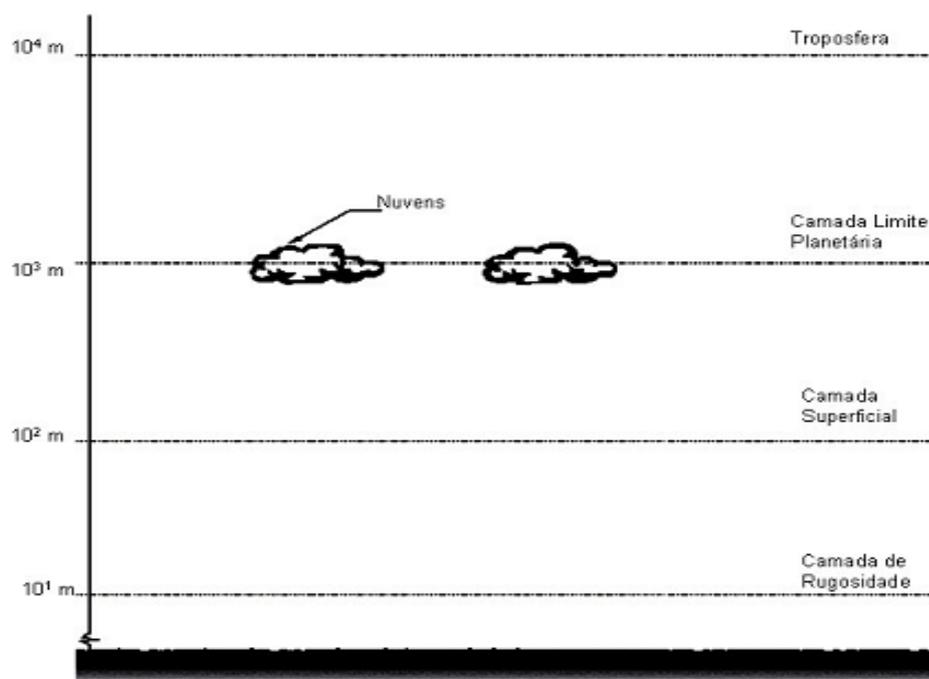


Figura 1. Troposfera e suas principais camadas (SANTOS, 2000 apud CEZANA, et al., 2007).

Na camada geostrófica, a dinâmica de escoamento é proporcionada por gradientes horizontais de pressão e pela força de campo de Coriolis (SEINFELD, et al., 1998), mostrada pela Equação (1).

$$\mathbf{F}_{cr} = -2(\boldsymbol{\Omega} \times \mathbf{U}) \quad (1)$$

Sendo suas componentes dadas pelas Equações (2) – (4).

$$F_{cr_1} = -2\boldsymbol{\Omega}[U_1 \cos(\phi) - U_2 \sin(\phi)] \quad (2)$$

$$F_{cr_2} = -2\boldsymbol{\Omega}U_1 \sin(\phi) \quad (3)$$

$$F_{cr_3} = 2\boldsymbol{\Omega}U_1 \cos(\phi) \quad (4)$$

Em que $\boldsymbol{\Omega}$ será a velocidade angular do planeta e ϕ é o ângulo do plano de latitude.

A CLP é a região imediatamente abaixo da camada geostrófica, inferior às nuvens (Figura 1), onde são observadas influências das forças de cisalhamento e de empuxo. Nessa região, que compreende uma pequena parte da troposfera, onde se observam a maioria dos fenômenos de dispersão de poluentes. É comum dividi-la em Camada Superficial e Camada de Rugosidade, sendo que a camada superficial ocupa cerca de 10% da CLP e caracteriza-se por poucas variações verticais nos fluxos turbulentos, de forma que os mesmos podem ser negligenciados e, portanto, as tensões de cisalhamento e o fluxo turbulento de calor são considerados constantes (BOÇON, et al., 1998).

Por fim, há a Camada de Rugosidade. Em sua base encontram-se construções humanas sobre um relevo multiforme, o que torna os padrões de circulação de ventos bem complexos e de complicada descrição matemática. Sabe-se que os perfis verticais de velocidade são de fácil descrição, pois não variam tanto. A consequência disso recairá nas tensões cisalhantes, nos fluxos calor e na umidade, que não poderão ser tratados como constantes dentro dessa camada.

O comportamento da movimentação dos ventos em direção ao topo da CLP é o princípio utilizado para determinação do comprimento vertical da Camada de Rugosidade. Dado que a variação dos fluxos diminui linearmente com a altura, nos primeiros 10% da CLP ocorre diminuição de 10% nos fluxos. Assim, de acordo com os trabalhos de Panofsky, H. A. é razoável dizer que a mesma ocupa cerca de 10% da CLP, na posição mais baixa (BOÇON, et al., 1998).

2.2 Conceitos de Estabilidade Atmosférica

É consenso entre os meteorologistas que há três condições que descrevem a estratificação na microescala atmosférica: instável, estável e neutra. Essa classificação refere-se ao comportamento de uma parcela de ar ao ser deslocada verticalmente, de modo adiabático (HANNA, et al., 1982).

O conceito de estabilidade atmosférica deve estar norteado pelos conceitos de turbulência. Osborne Reynolds e Lorde Rayleigh desenvolveram os primeiros estudos sobre instabilidade e turbulência. Reynolds desenvolveu seus experimentos em tubos caracterizando essencialmente dois tipos de escoamento: um laminar e outro turbulento (CEZANA, et al., 2007). A quantificação dos mesmos foi feita por ele por meio do número de Reynolds, calculado conforme Equação (5).

$$\text{Re} = \frac{Ul}{\nu} \quad (5)$$

Sendo que U é a escala de velocidade, l é a dimensão característica do escoamento e ν é a viscosidade cinemática do fluido. Quando o número de Reynolds se torna muito baixo, os efeitos viscosos no escoamento suprimem sua instabilidade, enquanto que para altos números de Reynolds, os mesmos efeitos não conseguem suprimir tais instabilidades e disso decorre a formação de estruturas em vórtices, caracterizadas por movimentos de rotação e por estruturas aleatórias com uma larga faixa de comprimentos e frequências no escoamento.

A CLP caracteriza-se essencialmente por altos números de Reynolds (Re), sendo em toda sua extensão turbulenta. Nessa região da troposfera os valores para o número de Reynolds são da ordem de 10^6 , implicando que os fenômenos de natureza molecular são 10^6 vezes maiores se comparados à escala de tempo. A consequência física é a instabilidade do escoamento caracterizada pela formação de vórtices e, finalmente, a variação do comprimento vertical da mesma. A altura da CLP é importante para formulação de modelos de dispersão atmosférica, pois como já dito a dispersão de contaminantes se dá, essencialmente, nessa camada. Na ausência de dados meteorológicos, a altura da mesma pode ser calculada, sob condições neutras, conforme a Equação (6) (BLACKDAR, et al., 1968).

$$h^{(CLP)} = c \frac{U_*}{cr} \quad (6)$$

Sendo que c é uma constante cujo valor de 0,15 a 0,25 (PANOFSKY, et al., 1985) e cr é o parâmetro de Coriolis dado pela Equação (7).

$$cr = 2\Omega \sin(\phi) \quad (7)$$

Em condições não neutras, o cálculo da altura da CLP é realizado segundo a Equação (8) (ZILITINKEVICH, 1972).

$$h^{(CLP)} = \begin{cases} c \left(-\frac{U_*}{crL^{\frac{1}{3}}} \right)^{\frac{3}{2}}, & (\text{instabilidade}) \\ c \left(-\frac{U_*L}{cr} \right)^{\frac{1}{2}}, & (\text{estabilidade}) \end{cases} \quad (8)$$

Quanto ao tamanho de um vórtice, é possível prevê-lo com base na geometria que o deu origem. Para um escoamento em terreno aberto, a altura da CLP é utilizada como parâmetro enquanto que, num escoamento com presença de obstáculo, a altura desse é o parâmetro mais apropriado (ISNARD, 2004).

2.2.1 A taxa de lapso adiabático

O perfil vertical de temperatura na CLP também exerce influência nos fenômenos de turbulência e, portanto, na dispersão gasosa. A combinação dessas condições rege a classificação das condições de estabilidade atmosférica. Sabe-se que a temperatura diminui à uma razão aproximadamente de $10^\circ C/km$, devido à redução de pressão, nos 12 km da troposfera. Esse perfil de temperatura torna a atmosfera neutra e a parcela de ar, nessas condições, não tende nem a subir nem a descer (Figura 2).

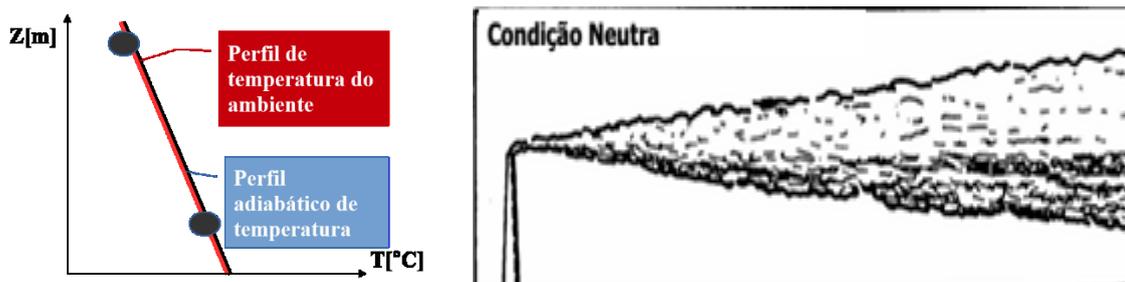


Figura 2. Perfil vertical de temperatura em atmosfera neutra (REIS JR)

Caso haja uma diminuição na temperatura à uma taxa maior que aquela observada em condições neutras, então a atmosfera é dita instável. Nessas condições, caso uma parcela de ar venha a ser deslocada para cima ou para baixo, ele tenderá a se mover no sentido para o qual foi deslocada (Figura 3).

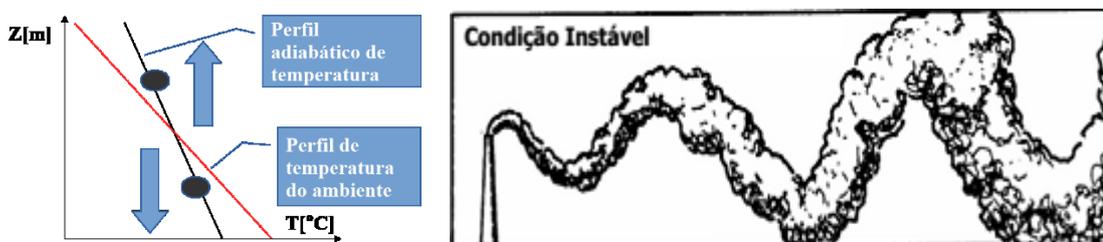


Figura 3. Perfil vertical de temperatura em atmosfera instável (REIS JR)

Por fim, caso a diminuição do perfil de temperatura em relação à altura se dê a uma taxa menor do que a condição neutra, a atmosfera é dita estável, logo, se uma parcela de ar for deslocada para cima ou para baixo seu movimento será inibido (Figura 4). Tanto em condições de estabilidade quanto de instabilidade, os movimentos de partícula se dão devido a existência de forças de empuxo (BOÇON, et al., 1998).

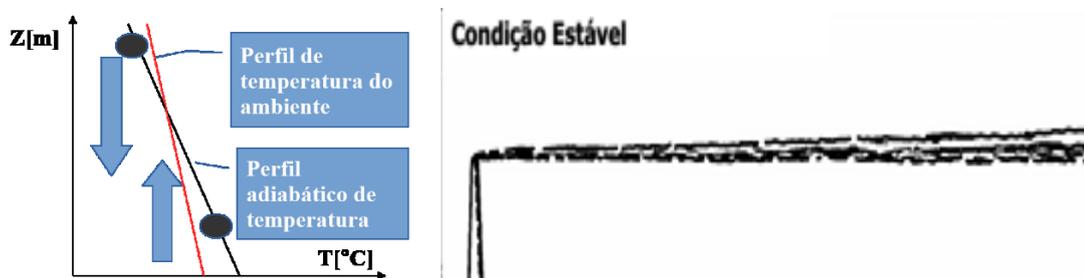


Figura 4. Perfil vertical de temperatura em atmosfera estável (REIS JR)

Matematicamente, a disseminação de contaminantes numa porção da atmosfera é descrita por meio dos modelos de transportes da quantidade de movimento, da energia e do transporte de massa, podem expressas segundo diversas notações, sob a forma diferencial ou

integral. A forma diferencial, em notação apropriada é mostrada nas Equações (9) – (12), respectivamente.

$$\frac{\partial \rho}{\partial t} + \nabla \cdot (\rho \mathbf{U}) = 0 \quad (9)$$

$$\rho \frac{D\mathbf{U}}{Dt} = -\nabla p - \nabla \cdot \boldsymbol{\tau} + \mathbf{F}\mathbf{c} \quad (10)$$

$$c_p \rho \frac{DT}{Dt} = \nabla \cdot \mathbf{q} - \boldsymbol{\tau} : \nabla \cdot \mathbf{U} - T \left(\frac{\partial P}{\partial T} \right)_v \nabla \cdot \mathbf{U} \quad (11)$$

$$\frac{\partial \rho y_c}{\partial t} + \nabla \cdot (\rho y_c \mathbf{U}) - \nabla \cdot (\Gamma \nabla y_c) = 0 \quad (12)$$

Sendo que o vetor $\mathbf{F}\mathbf{c}$ mostrado na Equação (10), se refere a todas as forças de campo presentes no domínio de estudo. No caso da alta atmosfera, acima da camada limite planetária, o mesmo é substituído pelo campo de forças de Coriolis, mostrado na Equação (1). Na CLP, as forças de Coriolis podem ser desconsideradas e ao vetor de forças campo ($\mathbf{F}\mathbf{c}$) é atribuída a força gravitacional. Ainda de modo a simplificar essas Equações, que até então não possuem soluções analíticas conhecidas, busca-se a adoção de certas simplificações, plausíveis as condições fenomenológicas em alvo, tal que uma solução seja menos árdua de ser obtida. Dessas cita-se os modelos integrais de pluma gaussiana, que expressam analiticamente, a distribuição da concentração de poluentes como função da posição no espaço tridimensional (\mathbf{x}).

A título de representação da concentração mássica de uma espécie química (C_c), a mesma pode ser dada em função da densidade (ρ), da fração mássica (y) e do peso molecular (M) da espécie (c), conforme a Equação (13).

$$C_c = \frac{y_c \rho}{M_c} \quad (13)$$

Dito isso, considera-se como estado inicial o de uma atmosfera ideal em repouso ($\mathbf{U} = 0$), a partir das Equações (9) e (10) descreve-se o estado de equilíbrio ou referência para pressão (\bar{P}) e temperatura (\bar{T}), segundo as respectivas Equações (14) – (16).

$$\bar{P} = \bar{\rho} R \bar{T} \quad (14)$$

$$\frac{\partial \bar{P}}{\partial x_i} = \begin{cases} 0, & i = \{1,2\} \\ -\bar{\rho}g, & i = 3 \end{cases} \quad (15)$$

$$\frac{\partial^2 \bar{T}}{\partial x_3^2} = 0 \quad (16)$$

Integrando-se as Equações (15) – (16) utilizando a Equação (14) chega-se à expressões para o estado de equilíbrio, mostradas nas Equações (17) – (19).

$$\bar{P} = P_0 \left(1 - \Lambda \frac{z}{T_0}\right)^{\frac{c_p}{R}-1} \quad (17)$$

$$\bar{\rho} = \rho_0 \left(1 - \Lambda \frac{z}{T_0}\right)^{\frac{c_p}{R}-1} \quad (18)$$

$$\bar{T} = T_0 - \Lambda z \quad (19)$$

Dadas como função dos valores de referência (P_0, ρ_0, T_0), da taxa adiabática de decréscimo da tempera (Λ), do calor específico a pressão constante (c_p) e da constante dos gases ideais (R).

Caso haja alguma perturbação (Δ) nesse estado de repouso, as variáveis de pressão temperatura e densidade como função da posição (x_i) e do tempo (t) são dadas segundo as Equações (20) – (22).

$$P(x_i, t) = \bar{P} + \Delta P(x_i, t) \quad (20)$$

$$\rho(x_i, t) = \bar{\rho} + \Delta \rho(x_i, t) \quad (21)$$

$$T(x_i, t) = \bar{T} + \Delta T(x_i, t) \quad (22)$$

Subtraindo o estado de equilíbrio mostrado na Equação (15) do lado direito da Equação (10), que representa a transferência da quantidade de movimento, chega-se à Equação (23).

$$\rho \left(\frac{\partial U_i}{\partial t} + U_j \frac{\partial U_i}{\partial x_j} \right) = - \frac{\partial \Delta \rho}{\partial x_i} + \mu \frac{\partial^2 U_i}{\partial x_j^2} - \Delta \rho \mathbf{g} \quad (23)$$

Como as variações na densidade ($\Delta\rho$) se devem muito mais às variações de temperatura (ΔT) do que às variações de pressão (ΔP) (BOÇON, et al., 1998), é possível escrever a massa específica, segundo a Equação (24).

$$\Delta\rho = \frac{\bar{P} + \Delta P(x_i, t)}{R(\bar{T} + \Delta T(x_i, t))} - \bar{\rho} \quad (24)$$

Derivando-se a Equação (19) que fornece o estado de equilíbrio da temperatura com relação a coordenada vertical (x_3), chega-se à Equação (25).

$$\frac{\partial \bar{T}}{\partial x_3} = -\Lambda \quad (25)$$

Subtraindo-se o estado de equilíbrio da temperatura mostrado na Equação (16) do lado direito da Equação (11) de transferência de energia e considerando-se expressar o estado de perturbação da temperatura atmosférica, chega-se à Equação (26).

$$c_p \rho \left(\frac{\partial \Delta T}{\partial t} + U_j \frac{\partial \Delta T}{\partial x_i} \right) = \alpha \frac{\partial^2 \Delta T}{\partial x_j^2} \quad (26)$$

Utilizando-se do conceito de temperatura potencial, dado pela Equação (27).

$$\theta = T(x_3) \left(\frac{P}{P_0} \right)^{\frac{1 - \frac{c_p}{c_v}}{\frac{c_p}{c_v}}} \quad (27)$$

Ao ser derivada, a Equação (27) fornece o desvio do perfil vertical real de temperatura em relação ao perfil adiabático, de acordo com a Equação (28) (BOÇON, et al., 1998).

$$\frac{1}{\theta} \frac{\partial \theta}{\partial x_3} = \frac{1}{T} \frac{\partial T}{\partial x_3} - \frac{\left(\frac{c_p}{c_v} - 1 \right)}{\left(\frac{c_p}{c_v} \right) P} \frac{\partial P}{\partial x_3} = \frac{1}{T} \left(\frac{\partial T}{\partial x_3} + \Lambda \right) \quad (28)$$

Pela Equação (27), a temperatura potencial (θ) avaliada no solo se iguala a temperatura (T), já para altitudes maiores, há pouca diferença de magnitude entre essas variáveis visto que a pressão atmosférica sofre pouca variação com a altitude (BOÇON, et al., 1998), de modo que a partir da Equação (28), obtém-se a expressão mostrada na Equação (29) que fornece o desvio do perfil vertical real de temperatura em relação às condições adiabáticas, ou seja, neutras.

$$\frac{\partial \theta}{\partial x_3} = \frac{\partial T}{\partial x_3} + \Lambda \quad (29)$$

Formaliza-se matematicamente, portanto, por meio da Equação (29) os perfis esboçados na Figura 2, Figura 3 e Figura 4 para as condições estratificação atmosféricas neutras, instáveis e estáveis, respectivamente.

De modo a classificar da estratificação atmosférica mais detalhadamente, usa-se a classificação de Pasquill-Güilford. Por meio dos perfis lineares de lapso adiabático esboçados na Figura 2, Figura 3 e Figura 4, a atmosfera é classificada desde condições fortemente instáveis até fortemente estáveis, perfazendo o total de sete classes de estabilidade, de acordo a variação linear vertical de temperatura como mostrados na Tabela 1.

Tabela 1. Taxas de lapso adiabático segundo a classificação de Pasquill-Güilford (BOÇON, et al., 1998)

Classe de estabilidade	Lapso Adiabático	
	$\partial T / \partial x_3$ [°C/100 m]	$\partial \theta / \partial x_3$ [°C/100 m]
A	< -1,9	< -0,9
B	-1,9 a -1,7	-0,9 a -0,7
C	-1,7 a -1,5	-0,7 a -0,5
D	-1,5 a -0,5	-0,5 a 0,5
E	-0,5 a 1,5	0,5 a 2,5
F	> 1,5	> 2,5

- A → Condições extremamente estáveis
- B → Condições Moderadamente instáveis
- C → Condições fracamente instáveis
- D → Condições Neutras
- E → Condições fracamente estáveis
- F → Condições moderadamente estáveis

2.2.2 Números Adimensionais de Richardson e de Froude

Quantitativamente, pode-se estabelecer classificações da estabilidade atmosférica com base na geração de turbulência por forças mecânicas e por forças de empuxo. A relação dessas duas forças como função da altura é dada pelo número de Richardson Fluxo (Ri_F), definido de acordo com a Equação (30).

$$Ri_F = \frac{\left(\frac{g}{\bar{T}}\right) \langle U_3' T' \rangle}{\langle U_i' U_j' \rangle \frac{\partial \langle U_i \rangle}{\partial x_3}} \quad (30)$$

Em que z é a coordenada vertical, g é a aceleração da gravidade, \bar{T} é a temperatura de equilíbrio hidrostático, $\langle U_i \rangle$ é a velocidade média na direção do escoamento, $U_3' T'$ é o fluxo turbulento médio de calor e $U_i' U_j'$ é a flutuação do momento cisalhante, ambos definidos na direção principal do escoamento. Quando $Ri_F < 1$, o escoamento é turbulento sendo considerado instável. Se $Ri_F > 1$, a condição atmosférica é dita estável, nela o escoamento torna-se a laminar inibindo a dispersibilidade de poluentes. Para $Ri_F = 0$ o escoamento é considerado neutro. Considera-se o valor de $Ri_F = 1$ como crítico para o número de Richardson, pois nessa condição a taxa de produção de energia cinética turbulenta, devido a forças mecânicas, equilibra-se com o seu consumo (STULL, 2001).

Para descrição da atmosfera neutra ou estável, com escoamentos em torno de obstáculos cúbicos ou terrenos montanhosos o parâmetro mais apropriado é o número de Froude (Fr) (ZHANG, et al., 1996). O mesmo é definido segundo a velocidade de movimentação dos ventos (U), a frequência Brunt-Väisälä (N) e a altura do obstáculo (H) segundo a Equação (31).

$$Fr = \frac{U}{NH} \quad (31)$$

O parâmetro de Brunt-Väisälä (N) é função da aceleração da gravidade (g), da temperatura potencial do fluido (θ) e da taxa de lapso adiabático $\left(\frac{d\theta}{dx_3}\right)$ segundo a Equação (32).

$$N = \sqrt{\frac{g}{\theta} \frac{d\theta}{dx_3}} \quad (32)$$

Fisicamente, o quadrado do número de Froude (Fr^2) representa a razão entre as forças de inércia e as de empuxo. Números de Froude muito grande ($Fr = \infty$) são indicativos de atmosfera neutras, enquanto que valores unitários ou próximos indicam atmosferas fortemente estáveis, por sua vez, condições levemente estáveis são obtidas quando $Fr \geq 3$.

2.2.3 Teoria de Similaridade de Monin-Obukhov

A teoria do comprimento de Monin-Obukhov está embasada na pouca variabilidade das tensões cisalhantes e do fluxo de calor. Nos trabalhos realizados em 1954, Monin e Obukhov se valeram dessa peculiaridade para proporem novas variáveis de similaridade, que independiam da altura da camada superficial, elas eram a velocidade de fricção (U_*) e o comprimento característico (L) definidas pelas Equações (33) e (34).

$$U_* \equiv \sqrt{\frac{\tau_{i,3}}{\rho}} \quad (33)$$

$$L \equiv -\frac{\rho c_p T_0 U_*^3}{k g q_3} \quad (34)$$

O valor do comprimento característico (L) refere-se à posição acima do solo em que há equilíbrio entre a produção de energia cinética turbulenta por meio de forças mecânicas de cisalhamento e sua dissipação devido às forças de empuxo (STULL, 2001). Para condições de atmosfera neutra tem-se $L = 0$. Para condições de instabilidade, $L < 0$. Por fim, as condições de estabilidade são obtidas para $L > 0$. No final de seus trabalhos, Monin e Obukhov apresentaram uma relação para o perfil de velocidade vertical como função do comprimento característico, mostrada na Equação (35).

$$\frac{\partial U}{\partial x_3} = U_* \xi \left(\frac{x_3}{L} \right) \quad (35)$$

Sendo que ξ é um parâmetro que depende apenas da estabilidade atmosférica. Para uma atmosfera instável, o parâmetro é dado pela Equação (36).

$$\xi = \left(1 - 15 \frac{x_3}{L}\right)^{-\frac{1}{4}} \quad (36)$$

Para condições neutras, o valor do parâmetro é $\xi = 1$ e para condições de estabilidade, o mesmo é calculado conforme a Equação (37).

$$\xi = 1 - \frac{4,7x_3}{L} \quad (37)$$

As relações acima foram obtidas, a partir de vários experimentos de campo realizados por Bussinger em 1971. O final do trabalho de Monin e Obukhov foi obter Equações que pudessem descrever, de acordo com a estabilidade atmosférica, o perfil de velocidades e também o de temperaturas para a camada superficial, num terreno suficientemente plano, ou seja, com distância suficiente de obstáculos, assim como mostrado nas Equações (38) e (39) (BOÇON, et al., 1998).

$$U(x_3) = \frac{U_*}{k} \left[\ln \left(\frac{x_3}{z_0} \right) + \psi_m \frac{x_3}{L} \right] \quad (38)$$

$$\frac{T(x_3) - T_0(x_3)}{T_*} = \frac{1}{k} \left[\ln \left(\frac{x_3}{z_0} \right) + \psi_h \frac{x_3}{L} \right] \quad (39)$$

Sendo que ψ_m e ψ_h , mostrados nas Equações (40) e (41), são dados de acordo com os valores do comprimento característico (L) que é parâmetro para classificação da estratificação atmosférica.

$$\psi_m = \begin{cases} \ln \left[\frac{(\eta_0^2 + 1)(\eta_0 + 1)^2}{(\eta^2 + 1)(\eta + 1)^2} \right] + 2[\tan^{-1}(\eta) - \tan^{-1}(\eta_0)], & L < 0 \\ 1 + \frac{4,7}{L} x_3, & L > 0 \\ 0, & L = 0 \end{cases} \quad (40)$$

$$\psi_h = \begin{cases} 2 \ln \left[\frac{1}{2} \left(1 + \sqrt{1 - 16 \frac{x_3}{L}} \right) \right], & L < 0 \\ 5 \frac{x_3}{L}, & L > 0 \\ 0, & L = 0 \end{cases} \quad (41)$$

E seus parâmetros η e η_0 serão dados pelas Equações (42) e (43).

$$\eta = \left(1 - 15 \frac{x_3}{L} \right)^{\frac{1}{4}} \quad (42)$$

$$\eta_0 = \left(1 - 15 \frac{z_0}{L} \right)^{\frac{1}{4}} \quad (43)$$

A variável T_* , mostrada na Equação (39), fornece o perfil de temperatura na camada superficial decorrente da fricção gerada na superfície de escoamento. Seu valor é calculado por meio da Equação (44).

$$T_* = - \frac{q_*}{\rho c_p U_*} \quad (44)$$

O fluxo de calor na superfície do terreno (q_*) é de difícil obtenção, já que envolve a caracterização do local aonde o escoamento se dá. Isso implica obter parâmetros de rugosidade e umidade que afetam significativamente o fluxo de calor latente e sensível. No trabalho realizado em 1982 por Bruin, H. A. R. e Holtslag, A. A. M., sugere-se que essa grandeza possa ser estimada em condições de estratificação atmosférica estáveis, a partir do conhecimento da intensidade da radiação solar. O fluxo de calor seria correspondente a 90% dessa radiação. Para uma situação em que o céu esteja encoberto, a expressão empírica de Carmichael e colaboradores, mostrada na Equação (45), que é função da fração de cobertura pelas nuvens (y_N) fornece melhores resultados para o valor do fluxo de calor na superfície (q_*) (BOÇON, et al., 1998).

$$I = I_c(1 - 0,55y_N^{1,75}) \quad (45)$$

O valor da intensidade de radiação solar (I) está ligado à incidência e raios ultravioleta (UV) de modo linear conforme a Figura 5.

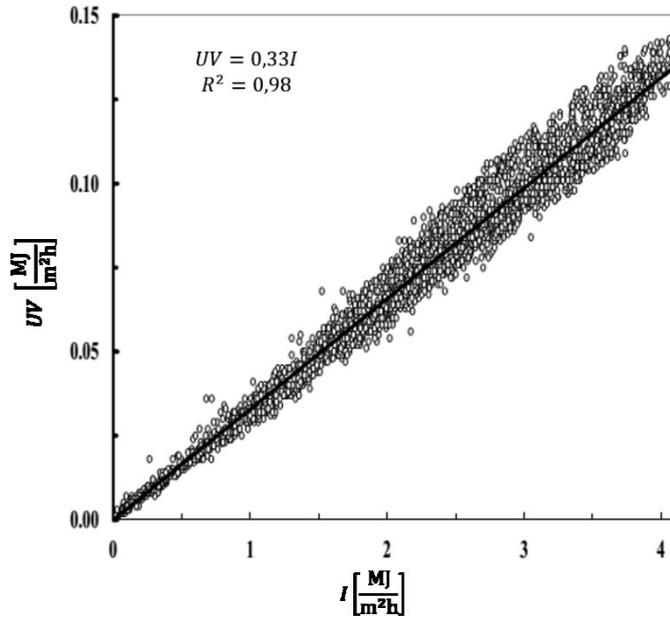


Figura 5. Incidência de radiação ultravioleta versus intensidade de radiação solar global. Adaptação (ADAM, et al., 2015)

A quantidade média de radiação UV num período de maior intensidade de radiação global (I) determinada pela regressão linear mostrou que num dia de maior intensidade de incidência de raios solares, os raios UV representam, em média, 4% de toda essa radiação (ADAM, et al., 2015). Esses resultados ao serem combinados à base de dados meteorológicas que disponibilizam o nível de radiação UV tonam possível determinar a estratificação atmosférica com base nas classes de Pasquill-Güillford, que além de levar em conta a velocidade do vento, também consideram a radiação solar incidente durante o dia ou a cobertura de nuvens durante a noite (CEZANA, et al., 2007). A Tabela 2 mostra as classes de Pasquill-Güillford de acordo com os parâmetros de intensidade de radiação solar.

Tabela 2. Classes de Estabilidade de Pasquill-Güilford. (CEZANA, et al., 2007).

Velocidade do vento [m/s]	Radiação Solar (I) [W/m ²]			Cobertura das nuvens (y _N)	
	I > 700	350 ≤ I ≤ 700	I < 350	y _N ≥ 4/8	y _N ≤ 3/8
< 2	A	A – B	B	-	-
2 – 3	A – B	B	C	E	F
3 – 5	B	B – C	C	D	E
5 – 6	C	C – D	D	D	D
> 6	C	D	D	D	D

Estudos ainda mostram que a estratificação atmosférica, segundo a classificação de Pasquill-Güilford, pode ser dada como função do comprimento de rugosidade superficial (z_0). Por meio de observações realizadas em cinco localidades distintas, objetivando-se determinar essas relações, o comprimento característico de Monin-Obukhov foi obtido em diferentes conformações morfológicas de terreno, sob diferentes condições de estratificação, donde foi possível chegar a correlação mostrada pela Equação (46) (GOLDER, 1972).

$$L^{-1} = a + b \log(z_0) \quad (46)$$

Os valores dos parâmetros (a e b) da Equação (46) e sua respectiva classe de estabilidade são mostrados na Tabela 3.

Tabela 3. Valores dos parâmetros da Equação (46) (GOLDER, 1972)

Classe de estabilidade	Coeficientes	
	A	b
A	-0,096	0,026
B	-0,037	0,029
C	-0,002	0,018
D	0,000	0,000
E	0,004	-0,018
F	0,035	-0,036

Os autores (GOLDER, 1972), por fim, traçam um perfil de comportamento entre as classes de acordo com a rugosidade e o comprimento de Monin-Obukhov (L), mostrados na Figura 6.

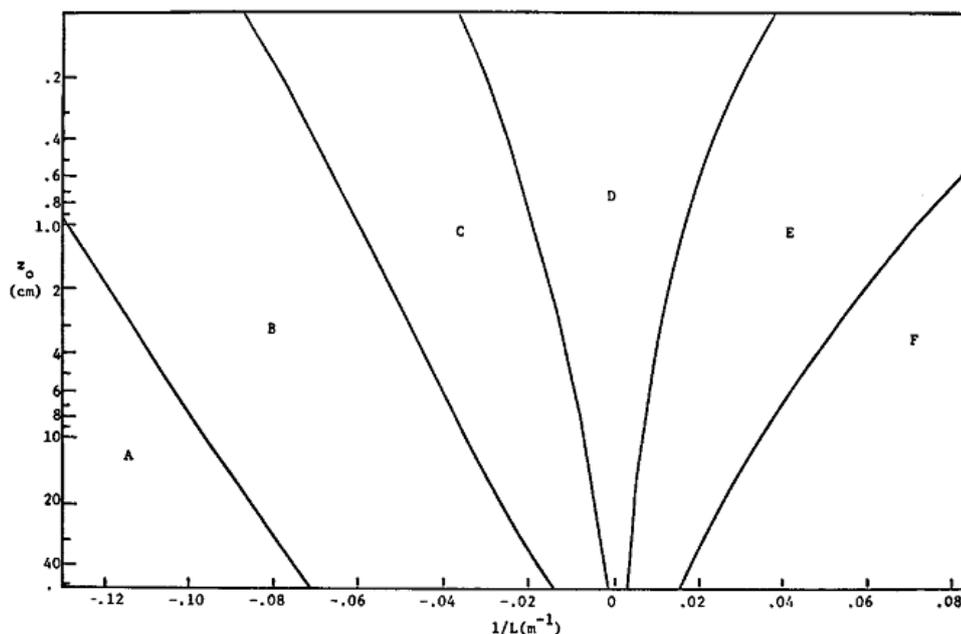


Figura 6. Comportamento das classes de Pasquill-Güillford, de acordo com a teoria do comprimento de Monin-Obukhov (GOLDER, 1972).

Pequenos desvios referentes às interpretações físicas entre a teoria de divisão de classes de Pasquill-Güillford e a teoria do comprimento característico se dão em função da localização distinta dos pontos de amostragem. O valor adequado para o comprimento característico, para a classe D seria $L^{-1} = 0$ (GOLDER, 1972).

A variável independente (z_0) serve também como estimativa do tamanho dos vórtices turbulentos na superfície de escoamento (BOÇON, et al., 1998). A Tabela 4 mostra alguns valores típicos de rugosidade, de acordo com as características da superfície.

Tabela 4. Comprimentos de rugosidade superficial de algumas superfícies (SEINFELD, 1986 apud BOÇON, et al., 1998).

Superfície	Rugosidade (z_0) [m]
Lista (gelo)	10^{-5}
Neve	10^{-4}
Mar calmo	10^{-3}
Deserto Plano	10^{-3}
Gramma baixa (0,03m)	10^{-2}
Gramma alta (0,60m)	0,05
Plantações desenvolvidas	0,1
Cobertura de árvores	1
Áreas residenciais baixas	2
Centros urbanos	5 – 10

Verifica-se que superfícies regulares planas possuem baixíssimos comprimentos de rugosidade superficial, enquanto que superfícies mais irregulares são caracterizadas por valores

maiores. O comprimento de rugosidade superficial é, portanto, uma quantificação média dos acidentes de um terreno, que influenciam, de maneira conjunta, no escoamento de fluidos. Seu cálculo, portanto, deverá levar em conta a conformação física dos obstáculos e a área que eles ocupam, os valores poderão ser corroborados por experimentos em túneis de vento, assim como será descrito na próxima seção.

2.3 Caracterização do terreno

Assim como mostrado na seção anterior, as propriedades do terreno afetam significativamente o padrão de escoamento devido à presença de diferentes morfologias, tais como a presença ou não de árvores, montanhas ou prédios, superfícies sólidas ou lisas e mesmo líquidas como, por exemplo, a dos oceanos (BOÇON, et al., 1998).

A agregação desses fatores ao escoamento é contabilizada por meio do comprimento de rugosidade superficial (z_0). Em experimentos de escoamentos em túneis de vento são atribuídas rugosidades no terreno, tais que, perfis de velocidade desejados possam ser gerados. Nos modelos de dispersão, o parâmetro de entrada de rugosidade superficial é fundamental, pois o mesmo influencia na dispersão de gases densos. Ao nível do solo, a concentração decresce à medida que o comprimento de rugosidade do terreno aumenta. (MACDONALD, et al., 1998).

Lettau e Counihan se propuseram a calcular o comprimento de rugosidade superficial para estimativa de perfis de velocidade e comparação com dados de túnel de vento. A Equação (47) (LETTAU, 1969) demonstrou-se mais eficiente na previsão da rugosidade do que a de Counihan para uma matriz de obstáculos mais regulares (PETERSEN, 1997).

$$z_0 = 0,5h \frac{S_{\text{frontal}}}{S_{\text{coberta}}} \quad (47)$$

Sendo que S_{frontal} é definido como a área frontal dos obstáculos e S_{coberta} é a área superficial coberta pelos obstáculos dividida pelo número dos mesmos. Vale lembrar que a expressão acima foi obtida por meio de uma linearização e o fator de 0,5 mostrado na Equação (47) resulta da combinação de vários experimentos feitos em um lago congelado com variação nos perfis de velocidade. Partindo-se do princípio para concepção da Equação de Lettau, poder-se-ia obter a relação analítica mostrada na Equação (48) sem qualquer necessidade de

linearizações, como função da constante de Von-Kárman ($k = 0,41$) e do coeficiente de arraste ($C_d = 1,2$) (MACDONALD, et al., 1998).

$$\frac{z_0}{h} = \exp\left(-\sqrt{2\frac{k^2 S_{coberta}}{C_d S_{frontal}}}\right) \quad (48)$$

J. Counihan, em 1971, calculou o comprimento de rugosidade superficial incluindo o efeito de uma busca limitada de obstáculos de superfície utilizando para tal um perfil de velocidades incidentes sobre obstáculos cúbicos regulares (MACDONALD, et al., 1998). A expressão obtida é dada pela Equação (49).

$$\frac{z_0}{h} = 8,2\frac{h}{X_{limitada}} + 1,08\frac{S_{plana}}{S_{coberta}} - 0,08 \quad (49)$$

A distância limitada será dada por $X_{limitada}$ e S_{plana} é a área plana dos obstáculos

Havia limitações em ambos os métodos. Para a Equação (47) de Lettau, quando a razão das áreas aumenta além de 20% a 30%, para a Equação (49) de Counihan a aplicação limita-se a obstáculos de geometria cúbica (MACDONALD, et al., 1998), sendo seus resultados confiáveis dentro da faixa de $0,10 \leq (S_{plana}/S_{coberta}) \leq 0,25$ (COUNIHAN, 1971).

Os métodos descritos e equacionados anteriormente levam em conta dados experimentais obtidos em túneis de vento. O princípio do comprimento característico de Monin-Obukhov, aliado a medições num anemômetro conduzidas numa única altura tornariam tal estimativa plausível. Esse procedimento poderia ser realizado sob diferentes condições de estabilidade (SOZZI, et al., 1998).

Inicialmente, para cada peculiaridade de terreno determina-se a direção do vento. Em seguida, a partir de medições de velocidade de vento, velocidade de fricção e comprimento característicos geram-se dados que serão utilizados no ajuste de parâmetros da Equação (50).

$$\ln(z_0)_e^s = \ln(z) - \frac{kU_e^s}{(u_*)_e^s} - \psi_m\left(\frac{z}{L_e^s}\right) \quad (50)$$

Sendo que o índice sobrescrito (s) refere-se ao setor de onde foi extraído os dados e o índice subscrito (e) refere-se à altura de onde os dados foram extraídos em cada setor (s). Dado

que as medidas são passíveis de erros, vários valores para o comprimento de rugosidade superficial são coletados em cada setor, e deles é possível construir um gráfico semelhante ao da Figura 7.

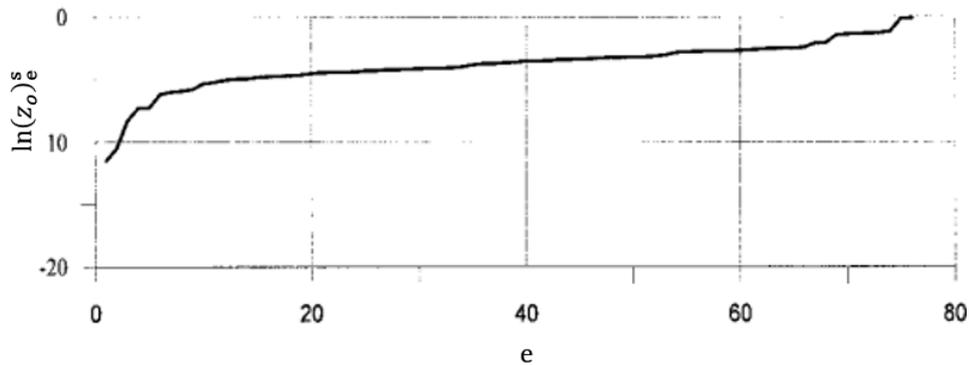


Figura 7. Exemplo para uma situação em que os perfis de rugosidade são ditos homogêneos em cada setor (SOZZI, et al., 1998)

Quando o mostrado na Figura 7 não ocorre, é provável que num dos setores de medição o valor de z_0 contenha erros, isso deve ser contornado conforme a Equação (51).

$$z_0 = \exp\left[\langle \ln(z_0) \rangle^{(s)}\right] \quad (51)$$

Os dados coletados, por tanto, ao serem divididos em subconjuntos, levam as peculiaridades do terreno aonde foram coletados, sendo que, para cada terreno, haverá várias medições. Por meio desse conjunto de dados a minimização da função mostrada na Equação (53) é realizada e os valores de z_0 para cada tipo de terreno serão estimados, além de valores para os coeficientes que acompanham os termos $\left(\frac{x_3}{L}\right)$ nas Equações (38) – (42) (SOZZI, et al., 1998).

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Este capítulo apresenta uma revisão bibliográfica dos estudos sobre a dispersão de poluentes gasosos, cujos trabalhos objetivam essencialmente: a quantificação de emissividade, a modelagem matemática da concentração de contaminantes e estabelecimento padrões de qualidade do ar e descrição de padrões de escoamento e estruturas formadas em ambientes com vários obstáculos (cidades, terrenos montanhosos), com obstáculos isolados e ainda em terrenos

considerados planos. A simulação computacional é ferramenta corriqueira na abordagem de boa parte dos estudos que serão descritos, seja na quantificação da emissão de poluentes gasosos, ou mesmo na descrição detalhada de seus padrões de escoamento ao serem submetidos ao carreamento por ventos.

3.1 A dispersão de poluentes ao redor de obstáculos em ambientes urbanos

O escoamento ao redor de obstáculo, sob condições atmosféricas, se dá sob regime turbulento, isso ocasiona fenômenos de natureza bastante complexa como estruturas de recirculação, movimentos anisotrópicos e zonas de separação (CEZANA, et al., 2007). Os padrões de fluxo observados próximos a obstáculos são extremamente dependentes da condição de estratificação atmosférica. Essas condições, por consequência, modificam os padrões dispersão local de poluentes influenciando nas concentrações observadas. Em atmosfera sob condições de instabilidade (levemente à fortemente instável) os contaminantes se dispersam amplamente, o que é explicado pela alta turbulência observada nesses casos, por outro lado, condições atmosféricas estáveis fazem com o que os poluentes não se dispersem tanto devido a tendência de laminaridade dos fluxos (SANTOS, et al., 2009).

Próximas às edificações, as concentrações dependem do formato físico do obstáculo. A posição de lançamento de contaminantes faz com que os mesmos sejam “capturados” pela região de influência da edificação. Verifica-se que há uma tendência de aumento de concentração da pluma de poluentes na direção vertical, assim também como nas regiões próximas ao solo. Em muitos trabalhos são propostas formas de quantificação dessas concentrações e tentativas de determinação dos padrões de fluxo de ar ao redor de obstáculos (SANTOS, et al., 2009).

Padrões de fluxo podem ser obtidos por meio de simulações em túnel de vento e também por simulações computacionais, sendo os perfis obtidos por tais métodos, em geral, aproximados. A variação de resultados entre autores que simulam sob mesmas condições, é frequente, portanto, a teoria de cinemática, baseada no princípio de que o campo de velocidades pode ser considerado um campo contínuo de vetores vem a superpor esses problemas (HUNT, et al., 1978).

Por meio do desenvolvimento de equações em pontos aonde a tensão de cisalhamento é nula, ou aonde componentes da velocidade do fluxo principal também o são, explica-se padrões de fluxo recorrentemente encontrados, como os pontos de separação, as zonas de

recirculação ou mesmo pontos de anexação de fluxos. Isso é possível de acordo com a teoria cinemática (HUNT, et al., 1978), associando-se os mesmos à pontos de cela (instáveis ou instáveis) ou nós (estáveis ou instáveis), tais estruturas são confirmadas por meio de experimentos em túnel de vento, sob diferentes condições de superfície e obstáculos.

Um fluxo constituído por um filme de óleo foi incidido sobre um obstáculo cúbico posicionado de várias formas. Isso foi feito num túnel de vento da Universidade do Estado do Colorado com medidas de 2 m x 2 m. A camada limite tinha espessura de 1,2 m e a altura dos obstáculos posicionados de, no máximo, 10% da espessura da camada limite. A intensidade de turbulência do fluxo variou de 5%, e o número de Reynolds do escoamento era da ordem de 10^4 . Os resultados gráficos, gerados para um cubo de 6,5 cm de lado perpendicular ao fluxo são mostrados na Figura 8.

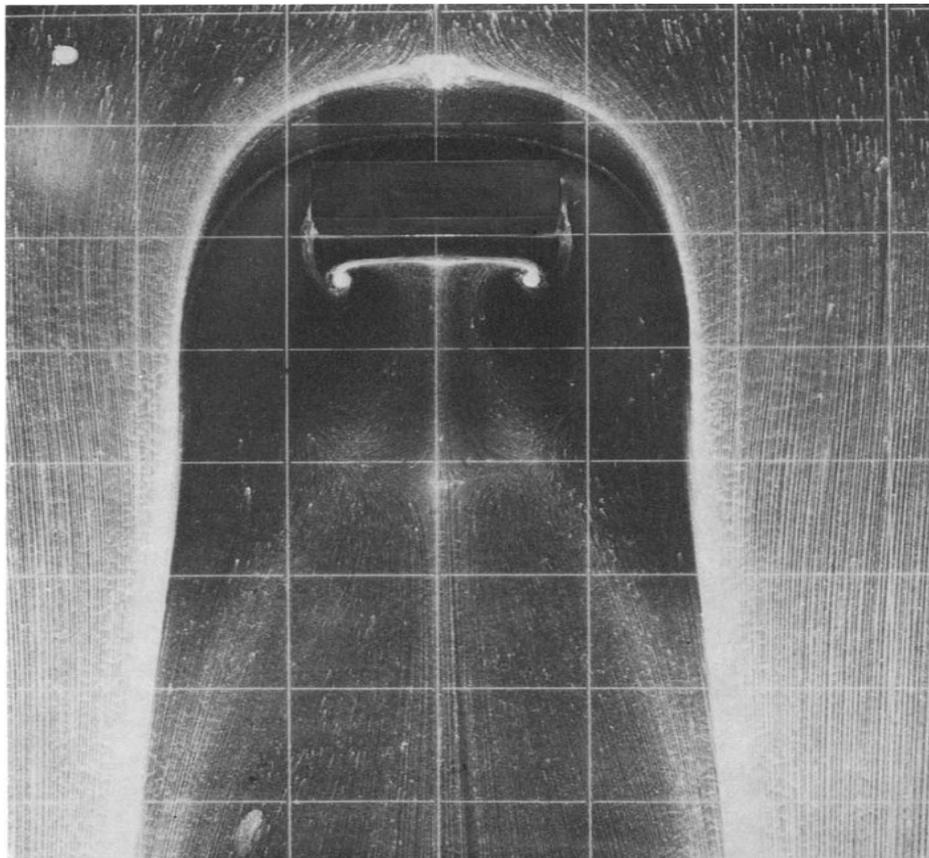


Figura 8. Padrão de fluxo de um filme de óleo que incide numa superfície de um obstáculo cúbico (HUNT, et al., 1978).

Por meio da Figura 8, foi possível deduzir e desenhar, de modo esquemático, o padrão de fluxo observado na superfície e ao entorno do obstáculo. Os padrões esboçados na Figura 9 se concentraram, principalmente, nas zonas de tensões cisalhantes nulas, que coincidiam com

os pontos singulares, de acordo com a teoria cinemática empregada. Esses pontos foram caracterizados como zonas de separação e de reencontro dos fluxos (HUNT, et al., 1978).

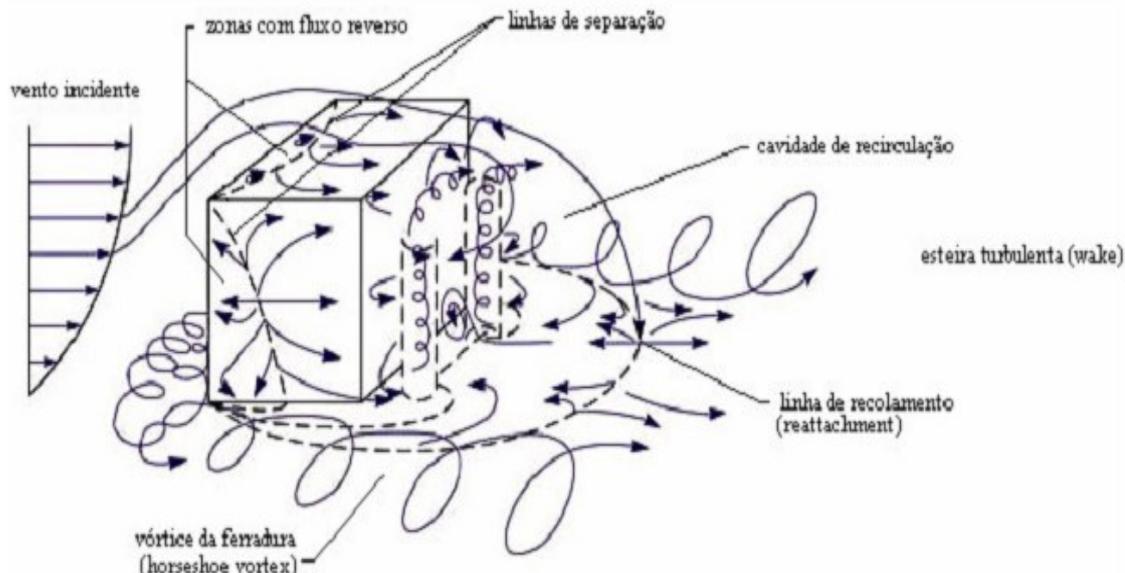


Figura 9. Padrões de fluxo esboçados com base na teoria cinética e nos resultados de túnel de vento numa perspectiva tridimensional (CEZANA, et al., 2007). Adaptação (HUNT, et al., 1978).

Por meio de um corte ao plano central do obstáculo mostrada na Figura 10, também é possível verificar, outros detalhes do escoamento, tais como a formação de uma região livre de tensões denominada esteira de separação (PUTTOCK, et al., 1978).

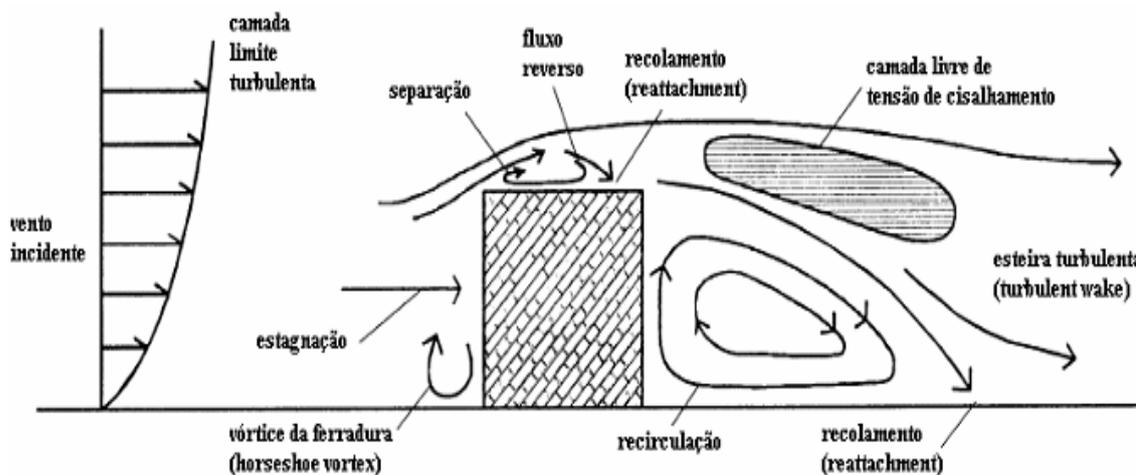


Figura 10. Vista, a partir do plano central, das estruturas de escoamento formadas (CEZANA, et al., 2007). Adaptado de HUNT, et al., (1978).

Percebe-se que ao passar pelo prédio, o escoamento precisa de algum tempo até conseguir suas características, tais como antes de chegar ao obstáculo, o que só é possível

quando as perturbações causadas pela estrutura desaparecem. As regiões mais afastadas do prédio, onde os efeitos dessas perturbações se minimizam, são denominadas de esteira turbulenta (*turbulent Wake*). Essa região é caracterizada por alta intensidade de turbulência e baixas velocidades médias (CEZANA, et al., 2007).

Supondo que, de acordo com a Figura 11, o prédio possua uma altura ($h^{(B)}$), o vento se disperse transversalmente ao escoamento por uma largura (W) e o seu comprimento ao longo do escoamento seja ($l^{(B)}$).

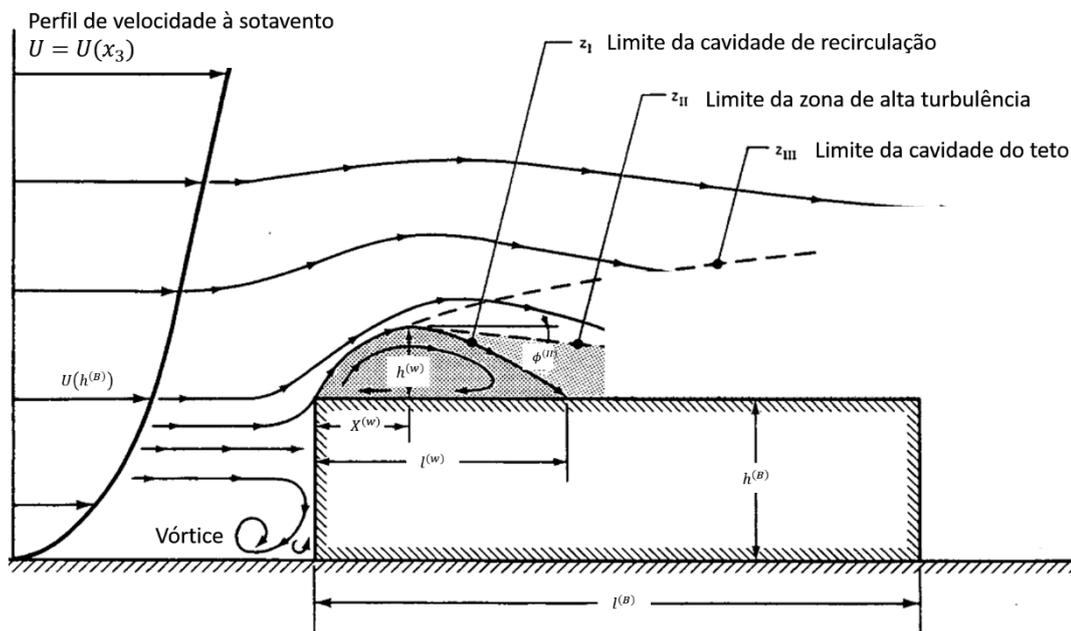


Figura 11. Cálculo da zona de cavidade formada na parte superior do prédio. Adaptação (WILSON, 1979 apud HANNA, et al., 1982).

Pela Figura 11, o vento incide perpendicularmente à área do prédio. A cavidade formada a partir do teto se estende à uma distância ($l^{(w)}$), que pode ser calculada como mostrado na aproximação (52) em conjunto com a definição (53), respectivamente (HANNA, et al., 1982).

$$l^{(w)} \approx 0,9R \quad (52)$$

$$R \equiv \zeta^{\frac{2}{3}} \xi^{\frac{1}{3}} \quad (53)$$

A partir do lado à sotavento, a máxima altura atingida pela zona de cavidade no teto é obtida de acordo com a aproximação (54).

$$h^{(w)} \approx 0,22R \quad (54)$$

Na região onde o valor de $h^{(w)}$ calculado anteriormente é obtido, obtém-se, a partir do lado a sotavento da construção, o valor do comprimento da zona de cavidade ($X^{(w)}$) conforme a aproximação (55).

$$X^{(w)} \approx \frac{R}{2} \quad (55)$$

Acima da cavidade observada no topo da edificação, forma-se uma zona limitada por uma camada turbulenta. A altura dessa camada (Z_{II}), é dada pela aproximação (56).

$$Z_{II} \approx 0,27 - 0,1 \frac{X}{R} \quad (56)$$

Acima dessa camada tem-se a esteira turbulenta formada no teto, cuja altura máxima (Z_{III}) é calcula pela aproximação (57).

$$Z_{III} \approx 0,28 \left(\frac{X}{R} \right)^{\frac{1}{3}} \quad (57)$$

Sendo que o comprimento horizontal (X) é sempre a distância, no sentido do escoamento principal, a partir do lado à sotavento da construção.

As proximidades do solo e as paredes das construções, como já dito, merecem atenção. As plumas de contaminantes podem ser apanhadas ali devido a formação de uma cavidade de circulação, portanto, seu dimensionamento também se faz necessário (Wilson, 1979 apud HANNA, et al., 1982). O comprimento ($X^{(w)}$) e a largura da esteira de cavidade não podem exceder as dimensões de largura (W) e altura da construção ($h^{(B)}$) em mais do que 50% (HOSKER, 1979). A relação empírica é mostrada pela Equação (58).

$$\frac{X^{(w)}}{h^{(B)}} = \frac{A \left(\frac{W}{H} \right)}{1 + B \left(\frac{W}{H} \right)} \quad (58)$$

Sendo que, de acordo com $\frac{l^{(B)}}{h^{(B)}}$, as Equações (59) e (60) fornecem os valores de A e B , respectivamente.

$$A = \begin{cases} -2,0a + 3,7 \left(\frac{l^{(B)}}{h^{(B)}} \right)^{-\frac{1}{3}}, & \left(\frac{l^{(B)}}{h^{(B)}} \right) < 1 \\ 1,75, & \left(\frac{l^{(B)}}{h^{(B)}} \right) \geq 1 \end{cases} \quad (59)$$

$$B = \begin{cases} -0,15 + 0,305 \left(\frac{l^{(B)}}{h^{(B)}} \right)^{-\frac{1}{3}}, & \left(\frac{l^{(B)}}{h^{(B)}} \right) < 1 \\ 0,25, & \left(\frac{l^{(B)}}{h^{(B)}} \right) \geq 1 \end{cases} \quad (60)$$

A medida da extensão da cavidade de recirculação é feita a partir da face da construção à sotavento, de acordo com a Figura 11. Em construções cúbicas o comprimento da cavidade ($X^{(w)}$) é dimensionado com boa precisão, caso o mesmo seja até 2,5 vezes a altura da edificação ($h^{(B)}$) (HOSKER, 1979).

3.2 Emissões de contaminantes

Entende-se como emissão de contaminantes todas as descargas fluidas lançadas por meio de chaminés industriais, escapamento de veículos automotores, tubulações de despejo de rejeitos de compostos que são prejudiciais ao organismo de seres vivos, a partir de certas concentrações.

O tamanho de uma pluma de contaminantes é um fator importante na determinação da concentração de poluentes ao nível do solo, por exemplo. Os modelos existentes para determinação dessas variáveis se adequam bem às condições em que a pluma atinge poucas distâncias e os efeitos de turbulência atmosférica nas emissões podem ser negligenciados, o que condiz bem com emissões lançadas próximas ao nível do solo, como é o caso do escapamento de veículos. Para os poluentes industriais, que são lançados à vários metros de altura, os modelos já apresentam resultados menos confiáveis e se faz necessário o aprimoramento das pesquisas (HANNA, et al., 1982).

A maioria dos modelos que buscam descrever a concentração dessas plumas se baseiam nas leis da mecânica dos fluidos, ou seja, o fazem por meio da equação de conservação

de uma espécie química. Há necessidade de algo que descreva bem as variáveis que caracterizam as emissões. A partir da Figura 12 ilustra-se o significado dessas variáveis no contexto de emissão de contaminantes numa disposição vertical (esquerda) e para o caso em que pluma está inclinada (direita). Em geral, para condições de velocidade do vento (U) menor do que 1m/s a pluma assume disposições verticais. Para o caso em que esse valor supera 1m/s, a condição é de pluma inclinada, numa atmosfera estável (BRIGGS, 1973).

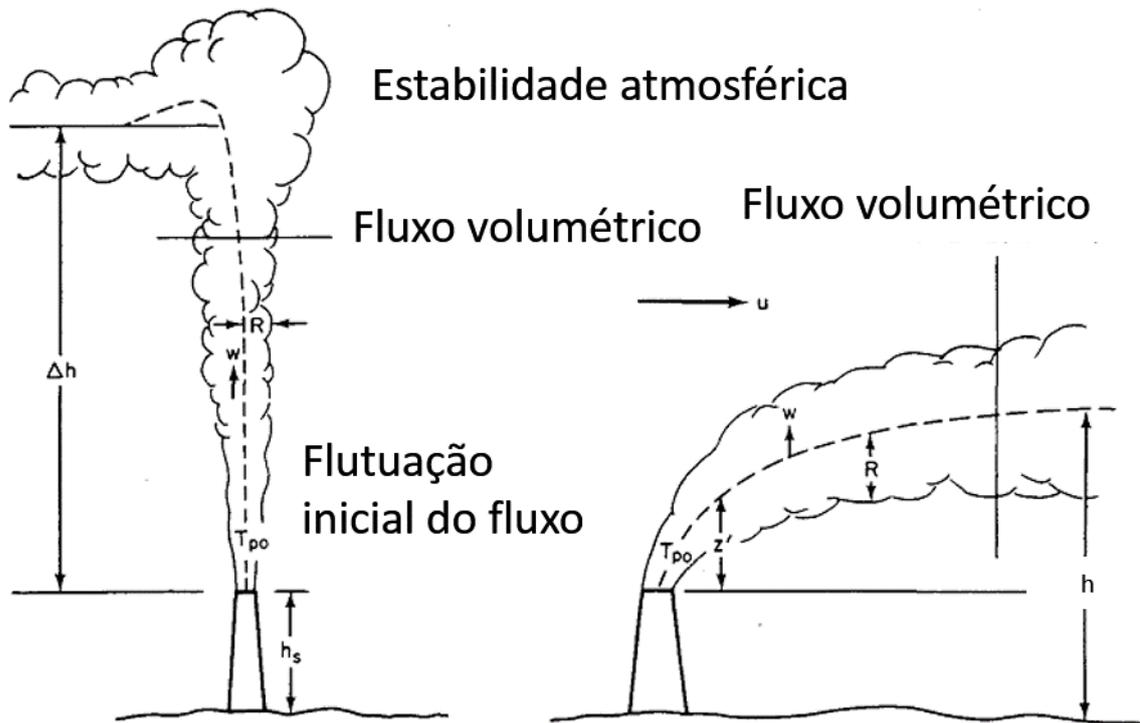


Figura 12. Esboço de uma emissão de contaminantes (BRIGGS, 1973)

Na disposição vertical de lançamento, o fluxo volumétrico (φ_V) é calculado como função da velocidade de lançamento e do raio da pluma (R). Caso o a pluma esteja inclinada, o fluxo é dado a partir da velocidade do vento (U). A Equação (61) mostra isso.

$$\varphi_V = \begin{cases} W R, & \text{vertical} \\ U R, & \text{inclinada} \end{cases} \quad (61)$$

As flutuações do fluxo (φ'), assim também como o momento (M) são obtidas conforme as Equações (62) e (63), respectivamente, dadas em função da temperatura da pluma (T_{pluma}), da temperatura ambiente (T_{amb}) e da aceleração da gravidade (g).

$$\varphi'_V = \frac{g}{T_{\text{pluma}}} (T_{\text{pluma}} - T_{\text{amb}}) \varphi_V \quad (62)$$

$$M = W \varphi_V \quad (63)$$

Tanto o fluxo de matéria e de momento assim com suas flutuações são funções da altura da pluma. A cada altura, a velocidade e a temperatura podem sofrer variações, de modo que o fluxo e sua flutuação, assim também como o momento, na condição inicial de lançamento (orifício de descarga) são calculados a partir da velocidade nessa região.

Como já mencionado, a localização da fonte de emissão em relação ao obstáculo também tem importante papel na determinação da concentração dos contaminantes emitidos. Quando a fonte emissora localiza-se na região de recirculação após o obstáculo (Figura 13), os contaminantes lançados tendem a se misturar facilmente ao meio devido à alta intensidade de turbulência e às baixas velocidades. O fluxo circulante faz com que os mesmos retornem ao obstáculo. Papel semelhante é desempenhado pela estrutura de vórtice de ferradura, que devido à sua morfologia, age recompondo o fluxo disperso na esteira turbulenta, elevando assim os níveis de concentração de contaminantes.



Figura 13. Fonte de emissão localizada na região de recirculação (MERONEY, 1982 apud CEZANA, et al., 2007).

O lançamento a barlavento, porém, próximo ao obstáculo (Figura 14) faz com que os contaminantes não se espalhem, a pluma permanece próxima ao solo e os fluxos são afetados pelo vórtice de ferradura. O lançamento mais distante ao obstáculo causa um alto grau de espalhamento dos contaminantes, isso acarreta maior divisão dos fluxos, que são influenciados pelas estruturas formadas no teto e nas laterais do obstáculo.



Figura 14. Emissão de contaminantes a barlavento do obstáculo (MERONEY, 1982 apud CEZANA, et al., 2007).

Lançados a partir do teto (Figura 15), os contaminantes se inserem com maior facilidade na zona de recirculação que ocorre no teto sendo que a dispersão lateral e vertical torna-se menos favorecida. Na configuração em que a fonte é posicionada no teto, porem com o ponto de lançamento acima dele (Figura 16) faz com o que o poluente alcance o solo à uma distância de aproximadamente de 6 vezes a altura do obstáculo.

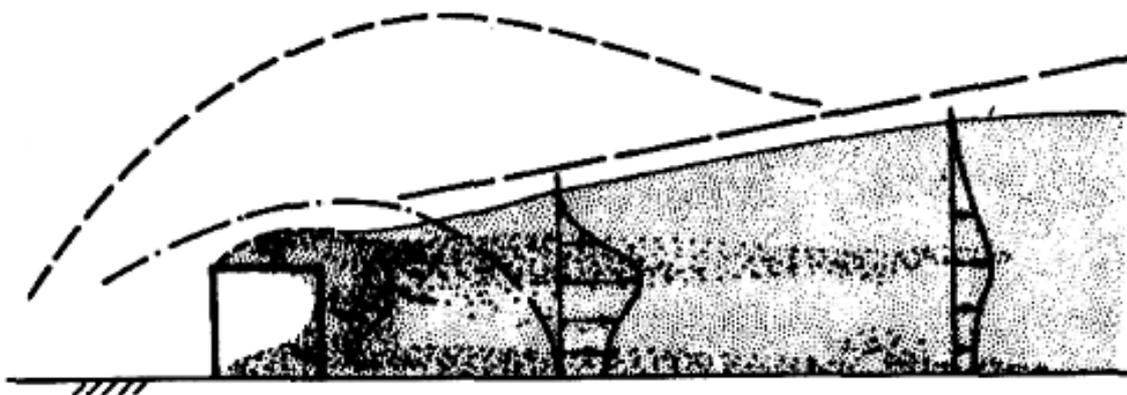


Figura 15. Contaminantes lançados a partir do teto da construção (MERONEY, 1982 apud CEZANA, et al., 2007).

Por fim, fontes localizadas a barlavento do obstáculo, mas a alturas bem superiores (Figura 16), a advecção horizontal dos contaminantes é bastante favorecida. No solo, assim como na condição de posicionamento acima do telhado, o espalhamento se dará por meio da esteira turbulenta.

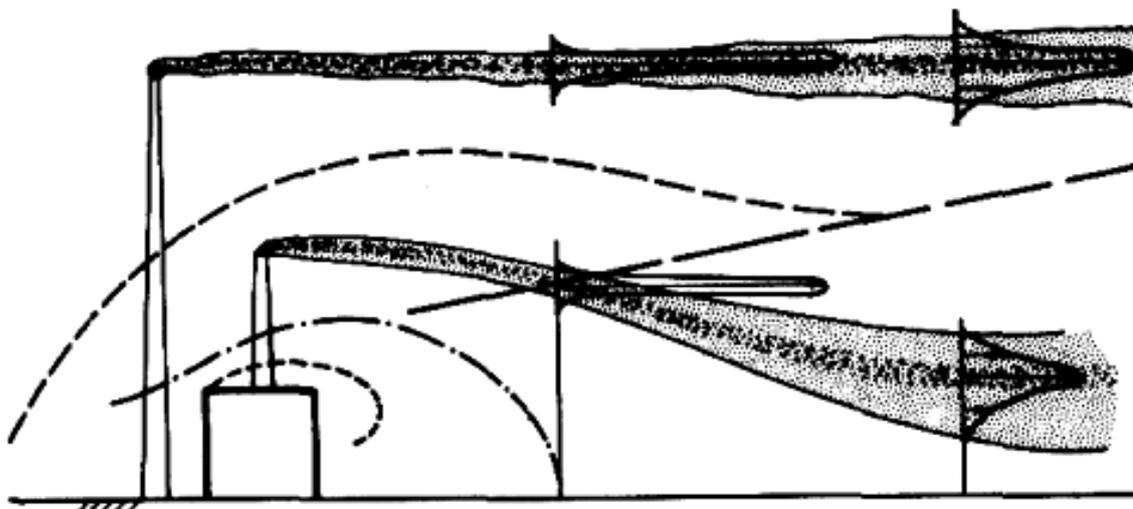


Figura 16. Posicionamento de emissores à sotavento e no telhado de obstáculos em alturas superiores (MERONEY, 1982 apud CEZANA, et al., 2007).

Em todas as condições mencionadas, a dispersão da fonte se dá em condições de atmosfera neutra, ou seja, na ausência das forças de empuxo. Sabe-se que os padrões de dispersão de contaminantes são influenciados pela estabilidade atmosférica. Na próxima seção serão detalhadas de modo qualitativo e quantitativo o perfil das emissões emitidas por automóveis, um modo para estimativa de emissões dada uma fila de veículo e seus efeitos sobre a saúde.

3.2.1 Emissões a partir de veículos automotores

A caracterização de emissões a partir de veículos automotores se dá por meio da quantificação das variáveis de tráfego, como volume de tráfego, largura de vias de circulação, tempos de ciclo em semáforos e os fatores de emissão veicular. A composição da carga de contaminantes provenientes de veículos é função das características da frota veicular, logo, classificar inicialmente a frota veicular com base no ciclo de combustão interna é um bom ponto de partida.

Sabe-se que os dois ciclos que regem o funcionamento dos motores veiculares são o ciclo Otto e o ciclo Diesel, cujas principais diferenças se dão nas taxas de compressão, na forma de injeção de combustível e na ignição (LIMA et al., 2007 apud FERNANDES, et al., 2013). Outro fator determinante nessa composição é a qualidade do combustível que é alvo de muitas pesquisas principalmente no que diz respeito ao aumento dos níveis de octano. Quanto maior a octanagem melhores serão as compressões sem detonações “acidentais”. Outro quesito é a

melhoria de catalisadores, visando proporcionar queima mais efetiva, ocasionando menor emissão de partículas.

A composição química das emissões veiculares gasosas é, de modo geral, dada por hidrocarbonetos totais (THC), monóxido de carbono (CO), dióxido de carbono (CO₂) óxidos de nitrogênio (NO_x), Oxigênio (O₂), Água (H₂O) e Nitrogênio inerte (N₂), segundo a Tabela 5.

Tabela 5. Composição das emissões gasosas veiculares (MARTINS, et al., 2006)

Componente (c)	Fração (y_c)
H ₂	0,00954
H ₂ O	0,05
N ₂	0,78
CO	0,0317
CO ₂	0,126
O ₂	0,0024
THC	0,00167
NO _x	0,00193

O desenvolvimento de modelos que passaram a estima-la foi essencial, visto que tais dados servem de parâmetros para algoritmos de dispersão de poluentes, já em ampla utilização por órgãos de regulamentação ambiental, empresas que projetam sistemas de exaustão e pelas próprias fabricantes de motores.

Em 1996, o modelo MOBILE 5 foi desenvolvido no estado de Michigan, Estados Unidos, com o objetivo de calcular as emissões de veículos considerando condições de temperatura ambiente, velocidade média viajada, modo de operação e volatilidade de combustível (USEPA, 1996).

A disponibilidade dos dados referentes às emissões veiculares encorajou muitos trabalhos de amostragens nos centros de grandes cidades. Em Shanghai, China, dados amostrados em medidores discretos, instalados nas intersecções das ruas, foram coletados para CO e NO₂ e comparados aos obtidos utilizando o modelo CAL3QHC (USEPA, 1995). Como conclusões, percebeu-se que a principal contribuição aos índices de concentração era atribuída devido aos veículos em fila e que a dispersibilidade era de difícil previsão dadas as edificações no entorno da área estudada (ZHOU, et al., 2001).

O modelo CMEM (*Comprehensive Model Emission Modal*) tem por propósito a avaliação das emissões produzidas por veículos automotores, como função do modo de operação dos mesmos. O modelo é dito compreensivo, pois nos cálculos são incorporadas as condições de bom ou mau funcionamento e de deterioração dos veículos (BARTH, et al., 2006).

Na cidade de Maringá – PR, para se obter valores para modificação do modelo de emissão modal CMEM, as emissões veiculares para o ano de 2005 foram contabilizadas utilizando-se o cadastro feito pela metodologia da CETESB. Obteve-se fatores de emissão ponderados de HC, CO, NO_x e CO₂ e o fator de consumo utilizados na adaptação do referido modelo de emissão. Esses dados supriram as entradas do modelo CAL3QHC, em simulações de cálculo de concentrações de CO, num trecho urbano da BR-376 e suas principais intersecções sinalizadas com a região central da cidade (LIMA, et al., 2010).

Em Uberlândia – MG, a quantidade de partículas suspensas, oriundas de emissões veiculares, é quantificada por um equipamento sob a responsabilidade da Faculdade de Engenharia Química da Universidade Federal de Uberlândia, instalado próximo ao Terminal Central de ônibus coletivos. É sabido que essas partículas são nocivas à saúde. Há, portanto, a preocupação em medir suas concentrações (FERNANDES, et al., 2013).

A partir da coleta dos dados de emissividade de partículas referentes à frota veicular, da caracterização precisa do clima num longo espaço de tempo e da caracterização das vias de tráfego na região próxima à localização do equipamento de medição, gerou-se dados para “alimentação” do algoritmo contendo a equação para cálculo da concentração de poluentes (CAL3QHC). Ao comparar-se os valores calculados aos do equipamento físico, evidenciaram-se períodos críticos nas concentrações para estações secas, nas quais os valores estabelecidos pelo CONAMA (Conselho Nacional de Meio Ambiente) eram ultrapassados. Obteve-se boa quantificação de material do tipo MP₁₀ pelo algoritmo CAL3QHC ao ser submetido às variações de direção e velocidade dos ventos. As discrepâncias observadas foram atribuídas às concentrações de *background* e aos dados de emissividade disponíveis da frota veicular (FERNANDES, et al., 2013).

Por meio de modelos teóricos que se baseiam na deterioração veicular, nos limites regulatórios de emissão, nos padrões de economia de combustível, na própria deterioração dos fatores de emissividade e na condição socioeconômica da população constituem bases para proposição de fatores de emissividade dinâmicos. Esses fatores dinâmicos dão suporte para estimativa da economia de combustível real e, portanto, à autonomia dos veículos (ZHANG, et al., 2008).

Considerando-se taxas crescentes, mas constantes no período de 2004 a 2030, para a malha rodoviária, as vias arteriais e as ruas residenciais e a frota de veículos; a densidade e tipos de tráfego em estradas constantes; a mesma proporção entre veículos à diesel e à gasolina e, por

fim, as velocidades dessas vias de circulação sendo as mesmas (ZHANG, et al., 2008), calcula-se o fator de emissão (EF) por meio da Equação (64).

$$EF_{a,v} = \sum_{a,v,r} \left[\frac{RT_r(TVNa_{-1,v}EF_{a-1,v} - RVNa_{a,v}REF_{a-1,v} + IVNa_{a,v}IEF_{a,v})}{TVNa_{a,v}} \right] \quad (64)$$

Em que os índices a, v e r representam o ano predito, o tipo de veículo e o tipo de rodovia, respectivamente. As demais variáveis independentes representam o fator de peso de acordo com o tipo de rodovia (RT), o número total de veículos (TVN), número de veículos em desuso (RVN), o fator de emissão dos veículos em desuso (REF), o aumento no número de veículos (IVN) e o fator de emissão referente ao aumento no número de veículos (IEF). A distância viajada por um veículo no ano, assim também com os valores calculados para o fator de emissão devido ao aumento de veículos, podem ser convertidos no fator de consumo (FU) por meio da Equação (65), que é função dos fatores de emissividade (EF) de monóxido de carbono (CO) e demais compostos orgânicos voláteis (COV).

$$FU = 0,314EF_{CO} + 0,404EF_{CO} + EF_{COV} \quad (65)$$

As estimativas das variáveis IEF e IVN podem ser realizadas por meio de um modelo que estime os fatores de emissividade como o modelo IVE desenvolvido pela Universidade da Califórnia em Riverside (ZHANG, et al., 2008), que utiliza dados como conservação da frota veicular e padrões de operação.

Quanto maior o consumo de combustível, maiores serão as emissões observadas nos escapamentos e, portanto, maior a carga de contaminantes lançada na atmosfera. A economia de combustível (FE) é calculada por meio da Equação (66) (ZHANG, et al., 2008).

$$FE_{a,v} = \sum_{a-n}^a \left[\frac{VEF_{a-n,v}(1 + \alpha_{a-n,v})VP_{k,v} \prod_{a-n}^a (1 - improve_{a-n,v}) \prod_{a-n}^a (DE_{a-n,v})}{VP_{a,v}} \right] \quad (66)$$

Sendo que a é o ano predito, n é a vida do veículo abandonado, FE é a economia predita dos veículos antes dos mesmos deixarem a fábrica, α é um fator médio de regulação para novos veículos, VP é o número de veículos produzidos, DE é a taxa de diminuição da economia dos veículos, $improve$ é a taxa de aumento da economia dos veículos. O valor da

taxa de diminuição da economia de combustível é $DE = \exp(0,00006)$, obtido por meio do modelo LEAP (ZHANG, et al., 2008).

No Brasil, a CETESB é a principal agência que avalia a qualidade do ar por meio da publicação anual de relatórios de qualidade e da composição química das emissões veiculares (BRAGA, 2005 apud FERNANDES, et al., 2013). Isso é feito conforme uma metodologia empírica que considera dados de emissividade de uma determinada frota. Conforme o princípio das taxas de sobrevivência aplicadas à veículos novos licenciados, utilizou-se uma extrapolação à frota geral em circulação (CETESB, 2014). Essa metodologia passou a incluir, posteriormente, dados de emissões evaporativas pertinentes ao abastecimento e à própria operação dos veículos, que eram obtidos a partir do momento do abastecimento e com o mesmo já em funcionamento (CETESB, 2015).

De modo a traçar perfis de emissões veiculares, países como Estados Unidos, China, Brasil e Índia passaram a fazer inventários sobre a composição das emissões de suas respectivas frotas veiculares e assim ter diretrizes para políticas públicas que favorecessem a redução de emissões. Os Estados Unidos, no governo do presidente Richard Nixon, promulgaram a primeira legislação que estabeleceu padrões de qualidade do ar para o monitoramento visando assegurar a saúde da população estadunidense frente à poluição atmosférica (FERNANDES, et al., 2013). Os valores encontram-se descritos na Tabela 6.

Tabela 6. Padrões regulatórios de emissão de poluentes nos Estados Unidos (FERNANDES, et al., 2013).

Parâmetro	Amostragem	Padrão primário [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	Padrão secundário [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]
MP_{2,5}	24 horas	65	65
	MAA	15	15
MP₁₀	24 horas	150	150
	MAA	50	50
SO₂	3 horas	-	1300
	24 horas	365	-
	MAA	80	-
CO	1 horas	40000	-
	8 horas	10000	-
NO₂	MAA	100	100
O₃	1 hora	235	235
	8 horas	157	157
Pb	Média Trimestral	1,5	1,5

Os padrões primário e secundário observados na Tabela 6 levam em conta diferentes qualificadores de risco. No padrão primário, o risco considerado é o da saúde de seres humanos (idosos, crianças e adultos) com problemas respiratórios. No padrão secundário os riscos considerados dizem respeito à fauna, à flora, à agricultura, às construções e às possíveis mudanças climáticas desencadeadas (FERNANDES, et al., 2013).

No Brasil, o órgão consultivo e deliberativo do Sistema Nacional de Meio Ambiente (SISAMA) é o CONAMA, que por meio da resolução nº 3 de 28 de junho de 1990 instituiu os padrões de qualidade do ar, cujos valores estão dispostos na Tabela 7.

Tabela 7. Padrões nacionais de qualidade do ar conforme Resolução CONAMA 03/1990 (FERNANDES, et al., 2013).

Parâmetro	Amostragem	Padrão primário [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	Padrão secundário [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]
Partículas totais em suspensão (PTS)	24 horas	240	150
	MGA	80	60
MP₁₀	24 horas	150	150
	MAA	50	50
Fumaça	24 horas	150	100
	MAA	60	40
CO	1 horas	40000 (35 ppm)	40000 (35 ppm)
	8 horas	10000 (9 ppm)	10000 (9 ppm)
NO₂	1 hora	320	190
	MAA	100	100
SO₂	24 horas	365	100
	MAA	80	40
O₃	1 hora	160	160

Os resultados mostrados na Tabelas (6 e 7) são advindos de trabalhos que utilizando diferentes metodologias, se propuseram a quantificar tais valores, os mesmos mostram que a exposição ao CO, ainda que em baixas concentrações baixas, é suficiente para causar distúrbios fisiológicos significativos em organismos, mesmo a curtos períodos de tempo. A seção a seguir se presta ao detalhamento desses efeitos fisiológicos, assim como a metodologia usada para tal.

3.2.2 Efeitos da exposição ao Monóxido de Carbono sobre a saúde humana

Dentre os gases emitidos por fontes contaminantes, o Monóxido de Carbono (CO) é considerado uma das principais causas de infartos registrados em relatos de emergências nos hospitais (LINWEI, et al., 2015). Os efeitos da exposição ao Monóxido de Carbono sobre os seres vivos em função da concentração e do tempo de exposição são resumidos na Tabela 8.

Tabela 8. Reações do corpo humano à exposição de CO (LI, 1997)

Concentração (ppm)	Tempo de Exposição	Efeitos Observados
9	8 horas	Qualidade padrão de ar
50	6 semanas	Mudanças estruturais no coração e no cérebro de animais
50	50 min	Mudança no brilho relativo e limiar de acuidade visual
50	8 – 12 horas	Desempenho ruim em testes psicomotores

O Monóxido de Carbono produzido a partir de fontes antropogênicas ou mesmo naturais é estimado em 250 milhões de toneladas, sendo que os seus efeitos sobre os organismos vivos são conhecidos desde a descoberta do fogo (ASTRUP, 1972).

O primeiro a estudar o mecanismo de ação do Monóxido de Carbono em organismos animais foi J. S Haldane (1895), que o fez demonstrando que o sangue ao ser contaminado pelo CO inibia a capacidade da Hemoglobina de se ligar ao Oxigênio. Para isso, Haldane verificou que a carboxiemoglobina se apresentava em maior quantidade no sangue do que a oxiemoglobina, proveniente da ligação da Hemoglobina com o O₂ (ASTRUP, 1972).

Em estudos feitos em coelhos expostos a concentrações de 0,017% de CO, verificou-se que após 10 semanas o nível de carboxiemoglobina no sangue desses animais era de 15%, isso se refletiu no nível de colesterol encontrado na arterias dos animais. Nos coelhos expostos continuamente aos níveis de CO (0,017%), a quantidade de colesterol era 2,5 vezes maior do que nos coelhos que estavam em ambientes ditos controlados (ASTRUP, 1972). Variando-se agora o nível de composição de CO no ar, de modo que o grupo de coelhos foi a exposto à vários graus de hipoxia por 8 semanas. Verificou-se que o grupo de coelhos apresentava índices de colesterol de 3 a 3,5 vezes maior quando comparados à animais submetidos a ambientes normais de concentrações de CO, já os coelhos que foram submetidos à hiperoxia (ar com 28% de O₂) tiveram os níveis de colesterol nas arterias diminuidos Figura 17 (ASTRUP, 1972).

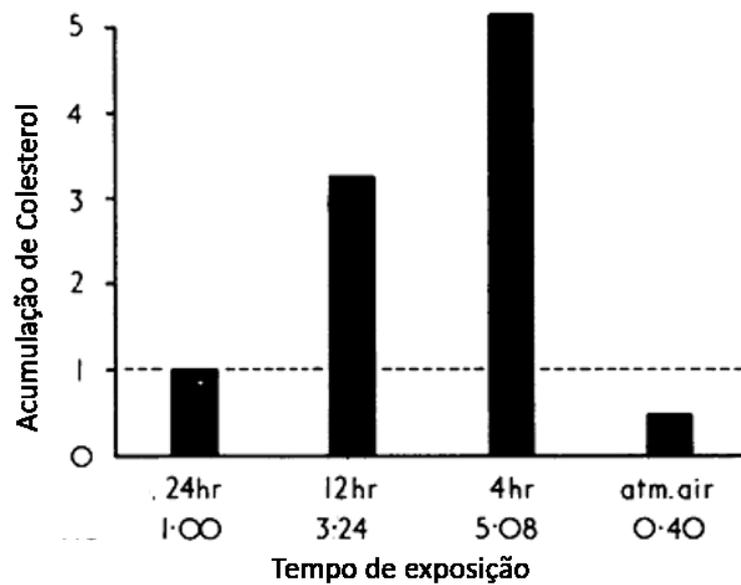


Figura 17. Valores de colesterol em artérias de coelhos de acordo com a exposição a uma concentração de CO variável e com ar com excesso de O₂ (ASTRUP, 1972).

Nos estudos conduzidos, o autor mostrou a morfologia da parede venosa, por meio de fotos de microscópio, dos animais que foram submetidos as exposições de Monóxido de Carbono. É notória a formação de uma parede lipídica (Figura 18 – II).

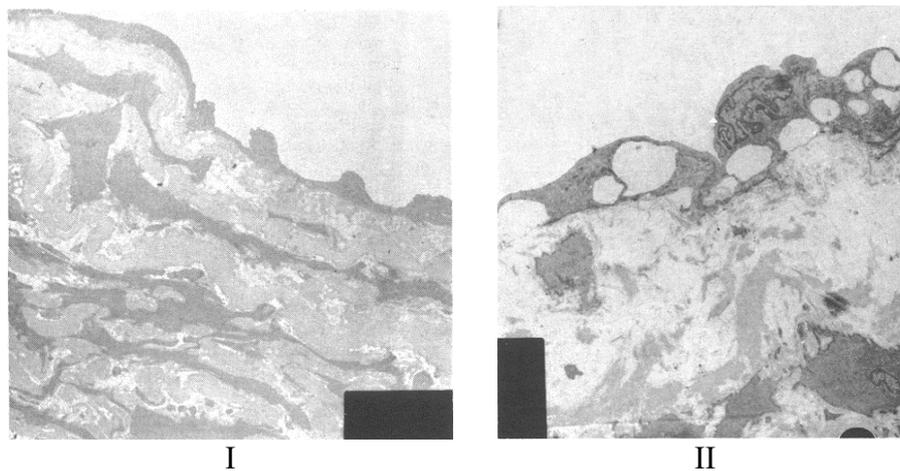


Figura 18. Parede arterial de um coelho não submetido a exposições de CO (I) em relação à dos animais submetidos às concentrações de 0,017% (ASTRUP, 1972)

Os efeitos da exposição de Monóxido de Carbono em faixas etárias específicas da população, como recém nascidos e mesmo fetos humanos ainda é pouco conhecido, sendo que essa faixa etária de vida é a mais vulnerável aos efeitos de poluição do ar. Os primeiros estudos avaliando-se em mulheres grávidas, residentes em áreas urbanas, efeitos da exposição a

concentrações de Monóxido de Carbono provenientes de fontes automotivas, na evolução do peso do feto foi realizado em Los Angeles, Califórnia, Estados Unidos (RITZ, et al., 1999).

Os autores (RITZ, et al., 1999) conduziram estudos semelhantes valendo-se de bases de dados certificadas para avaliar a evolução de peso de recém-nascidos, cujas mães residiam em áreas residenciais num raio de 6 km de áreas onde existem estações de monitoramento de CO. Concluiu-se que a exposição a níveis de CO maiores do que 5 ppm, por 3 meses, é associado com o aumento do risco de nascimentos de crianças abaixo do peso.

Sabe-se que cada composto da mistura poluente emitida por automóveis possui seus graus de risco ao corpo humano. Conhecimentos das propriedades de disseminação desses compostos no ar atmosférico motivaram discussões sobre efeitos no corpo humano, donde se percebeu que os organismos expostos eram susceptíveis desde pequenas irritações no trato respiratório, a graves doenças como câncer e disfunções cardíacas (KAMPA, et al., 2008). Ressalta-se nessa seção o efeito da exposição à Monóxido de Carbono no sistema cardiovascular, que foi discutido no estudo.

O CO, ao entrar em contato com a corrente sanguínea, liga-se à hemoglobina modificando sua conformação o que reduz sua capacidade de transferência de Oxigênio (O₂). A disponibilidade reduzida pode afetar a função dos diferentes órgãos como o cérebro, acarretando na perda de reflexos, dificuldades de concentração e confusão de ideias; no pulmão, possíveis inflamações tornam-se mais difíceis de serem cicatrizadas, já que a coagulação sanguínea fica extremamente prejudicada (KAMPA, et al., 2008).

Em boa parte dos estudos reportados nessa seção as consequências dos efeitos da exposição de Monóxido de Carbono sobre organismos se dão em intervalos grandes de tempos, como de dias ou mesmo trimestres. Em estudos desenvolvidos em cidades europeias, participantes da do projeto AHPEA-2 (*Air Pollution and Health: A European Approach*), investigou-se os efeitos de exposições a CO em curtos períodos de tempo (SAMOLI, et al., 2007).

Por meio da utilização de modelos hierárquicos, os autores (SAMOLI, et al., 2007) verificaram que a exposição às concentrações de Monóxido de Carbono de 1 g/m³ por um ou dois dias, no máximo, era responsável por índices significativos de mortalidade, já que o período de exposição contribuía para um aumento nos níveis corporais médios de 1,20%. Por fim, verificou-se que isso se dava principalmente nas cidades ocidentais e do sul da Europa.

Pessoas não fumantes que caminhem pelas ruas expostas às emissões provenientes de fontes automotivas não possuem propensão de terem seus níveis de carboxiemoglobina

aumentados significativamente, entretanto, concentrações dessa substância no sangue da ordem de 3 – 4% foram encontradas em motoristas de taxi, não fumantes, em Londres (JONES, et. al, 1972, apud ASTRUP, 1972).

Na próxima seção, detalha-se uma metodologia que permite a quantificação das descargas automotivas e que é empregada atualmente na simulação computacional da dispersão de poluentes utilizando-se modelos integrais para cálculo de concentração de contaminantes.

3.3 Modelos Matemáticos Integrais

Os primeiros estudos de dispersão atmosférica datam das primeiras décadas do século XX. No estudo intitulado *Diffusion by Continuous Movements* (TAYLOR, 1922), mostra-se que a difusão de uma grandeza física (calor ou massa) é maior nas regiões em que há maior agitação molecular, sendo que a relação entre a taxa de difusão e constantes moleculares são conhecidas, o que suporta bem a maioria dos estudos desenvolvidos sobre teoria de cinética de gases.

Posteriormente, utilizando-se da Equação (12) com os termos de difusividade modelados segundo a Lei de Fick, a descrição da trajetória do vento foi dada conforme a função de Weierstrass , de acordo com a Equação (67).

$$x_1 = \text{cte } t + \sum_n \left(\frac{1}{2}\right)^n \cos(5^n \pi t) \quad (67)$$

Em que cte é independente de t . A função, acima, proposta para a descrição da trajetória de uma partícula dada pela soma de $\frac{1}{2} + \frac{1}{4} + \frac{1}{8} + \frac{1}{16} + \dots$ converge, fazendo com que a série sempre possua um valor convergente para cada posição (x_1) (RICHARDSON, 1926).

Os estudos até então falhavam ao considerar a invariância da difusividade turbulenta, o que foi se evidenciando ser oposto. A difusividade está relacionada aos fenômenos de turbulência advindos do escoamento e à distância em que se avalia o fenômeno de dispersão do contaminante. Ao se levar em conta que os vórtices formados pela turbulência não são constantes e assumindo-se que a taxa de difusão de uma grandeza é dada em função dos mesmos, foi possível prever melhor o coeficiente de difusividade. Admitindo-se fontes contínuas, pontuais, de linhas e emissão de gases quentes, o cálculo das concentrações dos

contaminantes foi feito utilizando um modelo de pluma gaussiana, advindo da resolução da Equação (12), a partir da linha de centro da pluma (STOCKIE, 2011).

Ao passar dos anos, os estudos de dispersibilidade de plumas de poluentes foram aprimorando-se. A simulação da presença de obstáculos nesses escoamentos e a utilização de modelos que representassem de modo fidedigno o escoamento no espaço tridimensional eram alguns dos desafios.

Os primeiros estudos de dispersão ao redor de obstáculos foram feitos em 1970 modelando-se a dispersão de partículas (CEZANA, et al., 2007). O escoamento foi considerado bidimensional e não rotacional, num fluxo não viscoso (PARKINSON, et al., 1970). Posteriormente, um estudo semelhante foi apresentado utilizando Equações de transporte (PUTTOCK, et al., 1978) em que é considerado o efeito de uma zona de separação, com características de recirculação formadas à sotavento do obstáculo e uma fonte próxima ao mesmo, emitindo poluentes assim como mostrado na Figura 19.

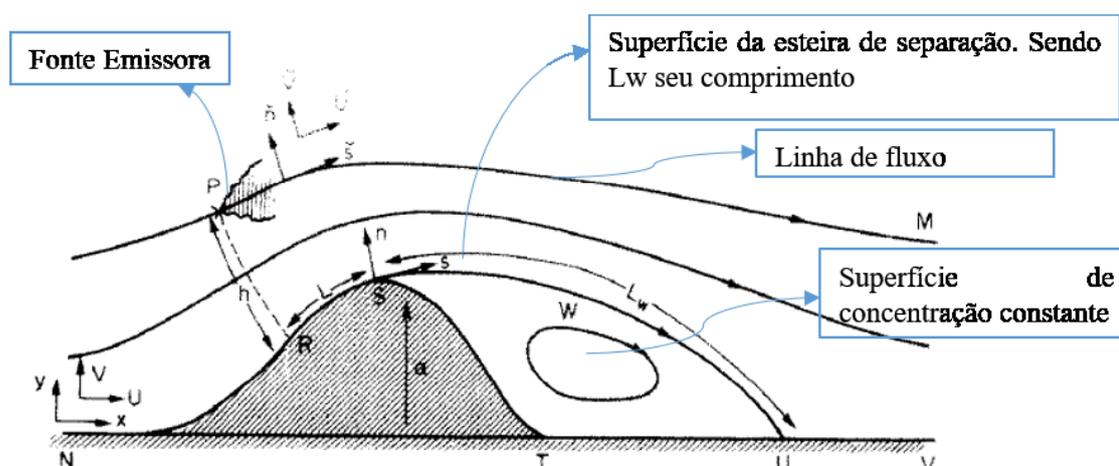


Figura 19. Fluxo de ar e contaminantes ao redor de um obstáculo. Modificada de (PUTTOCK, et al., 1978)

Da linha L_w para baixo, dentro da região de circulação, as concentrações são consideradas constantes, dadas as altas difusividades e o perfil circulante dos fluidos.

Os modelos gaussianos de dispersão de poluentes foram melhorados com o objetivo de serem medidas as concentrações de poluentes ao redor de obstáculos isolados. Os efeitos da esteira de separação próxima ao obstáculo, na concentração de contaminantes, foram previstos com mais clareza (HUBER, 1984). O método mostrou-se adequado para correção dos efeitos mencionados, inclusive para possíveis influências de construções adjacentes. Em relação ao posicionamento da fonte de lançamento, os valores de concentrações calculados a partir do

modelo ao nível do solo tendem a ser minimizados para uma fonte de lançamento próxima ao mesmo e serem maximizados para uma fonte de lançamento elevada.

Na linha de estudos de modelos gaussianos para dispersão de poluentes, o Departamento de Transito da Califórnia, Estados Unidos, desenvolveu um algoritmo que se propunha ao cálculo da concentração de contaminantes em vias de tráfego. O algoritmo, com base nas condições de trafegabilidade de uma via, as modelava como *links* de tráfego. Esses *links* incorporam as condições mencionadas para que, a partir delas, a quantidade de automóveis parados ou em movimento pudesse ser estimada e, por fim, pudessem ser calculadas as concentrações de contaminantes em diversos pontos específicos, a partir das emissividades. (USEPA, 1995).

O algoritmo descrito acima necessita de dados de emissividade da frota veicular e combina os mesmos à rotina computacional que calcula a movimentação da pluma de contaminantes, o CALINE. Do momento do estabelecimento das variáveis de tráfego, o *software* calcula a zona de posicionamento dos poluentes com base em modelos de tempo de residência. Esses modelos estabelecem uma zona de emissão e mistura, de acordo com o *link* (fila ou movimento) para, finalmente, determinar a quantidade e a posição inicial dos gases emitidos. A dispersão da pluma é obtida a partir dos parâmetros de dispersibilidade horizontal e vertical que, por sua vez, são dependentes da velocidade e direção do vento (BENSON, et al., 1984).

As necessidades de entradas de dados para o CAL3QHC passam pela informação de parâmetros de emissividade de veículos. Nesse sentido, trabalhos que abordam a construção e adaptação de modelos de emissividade foram realizados. São apontados vários tipos de modelos para cálculo de emissividade de combustíveis, sendo os mesmos classificados como estocásticos, determinísticos ou híbridos (GOKHALE, et al., 2004).

Da resolução da Equação diferencial de transporte de massa mostrada pela Equação (12) sob a abordagem Euleriana, com suas devidas hipóteses e simplificações resultam expressões que fornecem a concentração como função da posição (\mathbf{x}) e do tempo (t), de acordo com as Equações (68) e (69).

$$C = C(\mathbf{x}, t) \quad (68)$$

$$\mathbf{x} = x_i e_i \quad (69)$$

Assume-se que as condições de lançamento são tais como as da Figura 20.

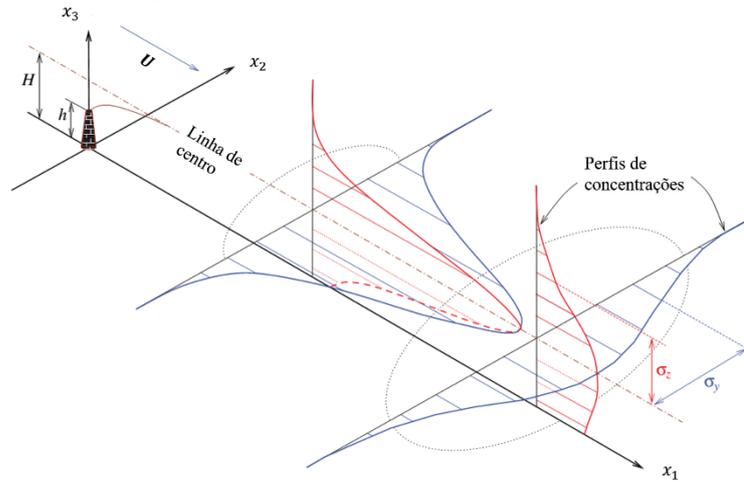


Figura 20. Fonte de emissão de poluentes sob influência de ventos com velocidade (\mathbf{U}), na direção positiva de x_1 . Adaptação (STOCKIE, 2011).

Conforme mostrado na Figura 20, posiciona-se uma fonte de emissão contínua de poluentes num ponto localizado na origem do sistema de coordenadas, a circulação se dá sob influência da advecção e da difusão, donde admite-se que:

- i. Os contaminantes estão sendo emitidos à uma taxa constante, a partir da fonte localizada no início do sistema de coordenadas a uma determinada altura.

$$y_c(0, x_2, H) = \frac{M_c \dot{m}}{\rho U} \delta(x_2) \delta(x_3 - H) \quad (70)$$

- ii. A velocidade do vento é constante e alinhada ao eixo x_1 .

$$\mathbf{U} = U_1 \mathbf{e}_1 \quad (71)$$

- iii. O escoamento se dá em estado estacionário.

$$\frac{\partial \rho y_c}{\partial t} = 0 \quad (72)$$

- iv. O fluxo mássico será dado por uma parcela difusiva e outra convectiva. Sendo que o fluxo difusivo será proporcional ao gradiente de concentração.

$$\mathbf{J} = \nabla \cdot (\rho y_c \mathbf{U}) - \nabla \cdot (\Gamma \nabla y_c) \quad (73)$$

v. Admite-se que a difusividade é isotrópica e função apenas da distância x_1 . Logo:

$$\Gamma_1 = \Gamma_2 = \Gamma_3 \quad (74)$$

$$\frac{\Gamma_1 \partial^2 y_c}{\partial x_1^2} = 0 \quad (75)$$

vi. A topografia do terreno pode ser desprezada, portanto admite-se que o solo tem cota constante em $z = 0$.

vii. O fluxo de poluentes no solo é nulo.

$$\left(\frac{\Gamma_3 \partial^2 y_c}{\partial x_3^2} \right)_{x_3=0} = 0 \quad (76)$$

viii. Determina-se que em posições infinitas do domínio não exista mais poluente.

$$y_c(\infty, x_2, x_3) = 0 \quad (77)$$

$$y_c(x_1, \infty, x_3) = 0 \quad (78)$$

$$y_c(x_1, x_2, \infty) = 0 \quad (79)$$

ix. Dado que a difusividade turbulenta varia apenas ao longo do escoamento do vento, substitui-se a variação em x_1 pela constante de variância de concentração (r), conforme a Equação (80).

$$r = \frac{1}{U_1} \int_0^{x_1} \Gamma(\xi) d\xi \quad (80)$$

O modelo final a ser resolvido será dado pela Equação (81) de advecção-difusão.

$$\frac{\partial y_c}{\partial r} = \frac{\partial^2 y_c}{\partial x_2^2} + \frac{\partial^2 y_c}{\partial x_3^2} \quad (81)$$

Resolvendo a Equação (81) chega-se ao modelo gaussiano, mostrado na Equação (82), em termos das frações da espécie de poluentes presentes, como função da posição (\mathbf{x}), sendo observada a definição para a direção de escoamento do vento (x_1) conforme a Equação (80).

$$y_c(\mathbf{x}) = \exp\left(-\frac{x_2^2}{4r}\right) \left\{ \exp\left[-\frac{(x_3 - H)^2}{4r}\right] + \exp\left[-\frac{(x_3 + H)^2}{4r}\right] \right\} \quad (82)$$

A aplicação do conceito acima, torna o resultado das simulações numéricas bem mais ágeis, entretanto, as hipóteses simplificadoras tornam o uso bastante restrito. Vale lembrar que simulações que tentam representar a atmosfera são realizadas em terreno aberto e, por vezes, a difusividade não se mantém constante, a descrição da turbulência torna os modelos matemáticos ainda mais complexos (FERNANDES, et al., 2013). Entretanto, a implementação desse tipo de modelagem vem se dando, principalmente na modelagem do campo de concentração de poluentes em vias de tráfego, a partir do desenvolvimento de softwares como o CAL3QHC, que é composto além de um algoritmo de formação de filas automotivas, como já mencionado no item 4.7.1, de um algoritmo para cálculo de concentrações e também de um modelo de dispersibilidade, o CALINE (USEPA, 1995).

Nesse caso é considerado a existência de múltiplas fontes de emissão que podem ser localizadas no espaço conforme a Equação (83).

$$x'_{i,n} = x_{i,n} - X_{i,n}^s \quad (83)$$

Sendo que, a concentração (C) numa posição (\mathbf{x}) será dada conforme o número de fontes (s) existentes, conforme a Equação (84).

$$C(\mathbf{x}) = \sum_{n=1}^s C(\mathbf{x}') \quad (84)$$

Sendo que para emissões veiculares, considera-se que a condição de contorno descrita na hipótese i, utilizada na dedução da Equação (82) será dada agora conforme a Equação (85).

$$y_c(0, x_2, x_3) = \frac{M_c}{\rho} \frac{\dot{m}}{l_{\text{Link}} U} \delta(x_2) \delta(x_3) \quad (85)$$

A condição de contorno, acima, considera que a linha de tráfego é longa e reta, disposta perpendicularmente em relação vento (direção x_2) e, que as emissões estão sendo realizadas a partir do solo ($H = 0$), o que é plausível dado a localização do escapamento dos veículos. Logo a solução da Equação (81) é mostrada pela Equação (86).

$$y_c(r, x_2, x_3) = \frac{\dot{m}_1 M_c}{\rho 2\pi U r} \exp\left(\frac{x_3^2}{4r}\right) \left[\operatorname{erf}\left(\frac{x_2 + \frac{l^{\text{link}}}{2}}{2\sqrt{r}}\right) - \operatorname{erf}\left(\frac{x_2 - \frac{l^{\text{link}}}{2}}{2\sqrt{r}}\right) \right] \quad (86)$$

Sendo que a taxa de emissão será dada por comprimento linear da via de tráfego (\dot{m}_1) e a função erro ($\operatorname{erf}(x)$) é definida conforme a Equação (87).

$$\operatorname{erf}(x) = \frac{2}{\sqrt{\pi}} \int_0^x \exp(-\xi^2) d\xi \quad (87)$$

3.4 Modelos Matemáticos de Fluidodinâmica Computacional

As equações que formulam matematicamente os fenômenos atmosféricos, são baseadas nas abordagens Lagrangeana ou na Euleriana. Na abordagem Lagrangeana descreve-se o movimento de partículas sob o ponto de vista de um observador se movendo juntamente com as mesmas, o que torna possível o cálculo da trajetória de cada partícula. A principal vantagem da abordagem se dá na simulação dos campos de turbulência por se incorporar variações espaciais, de modo preciso, sem ocasionar tanto esforço computacional (LUHAR, et al., 1989).

Uma fonte de poluentes é modelada por abordagem Lagrangeana como se todos os contaminantes fossem partículas emitidas que se dispersam seguindo o movimento proporcionado pelo escoamento, formando estruturas consonantes às estruturas de turbulência geradas (PFLUCK, 2010). Cada partícula é movida em cada passo de tempo, de acordo com o vento médio e a difusão proporcionada pelas flutuações na velocidade do vento (THOMSON, 1987).

Baseado nessa abordagem, estudos de dispersão de partículas emitidas por meio de uma fonte elevada foram conduzidos em terrenos complexos utilizando-se para predição de suas trajetórias e concentrações de poluentes um modelo Lagrangeano. A abordagem Lagrangeana mostrou-se eficiente na predição de fumigações matinais (NGUYEN, et al., 1997)

Aplicações de modelagem e simulação de dispersão de radionuclídeos, na região de Angra dos Reis – RJ, sob condições atmosféricas, na presença de obstáculos foi conduzida sob abordagem Lagrangeana. A área considerada foi a chamada Costa Verde, na referida cidade, perto de um dos reatores nucleares presentes. Dado que a abordagem da simulação considerava o cálculo de trajetória de partículas, foi possível determinar rotas de fugas que subsidiassem um processo de evacuação segura e efetiva do local em caso de acidentes (SILVA, et al., 2013).

Na abordagem Euleriana o movimento da dispersão será descrito a partir de um observador fixo e a parametrização de coeficientes de difusão se torna importante para a resolução das Equações resultantes. As descrições Eulerianas para as equações de transporte são tipicamente empregadas em escoamentos constituídos apenas por fases fluidas contínuas, ou fases discretas com bom grau de agregação entre partículas. Na dispersão de contaminantes gasosos a utilização é bastante extensiva.

Utilizando-se abordagem Euleriana, considerando-se a descrição média das grandezas estudadas, padrões de escoamento no entorno de edificações para determinação das concentrações de contaminantes foram obtidas sob condições de atmosfera levemente estável. O estudo objetivou a comparação das distribuições de concentrações ao entorno de um obstáculo considerando atmosferas levemente instáveis a levemente estáveis (ZHANG, et al., 1996).

No campo da arquitetura, por sua vez, a determinação de possíveis perturbações nos padrões de escoamento do ar ao entorno de edificações devido a alteração de concentração de contaminantes é tarefa importante (LI, 1997). Resolveu-se para isso a equação de transporte de massa com base nos perfis de circulação de ventos previamente estabelecidos, por meio de simulação numérica dessas equações de transporte. Objetivando-se dar tratamento especial ao escoamento próximo às paredes, as mesmas equações, sob a mesma abordagem foram empregadas mostrando que o modelo de duas camadas prediz com boa precisão o escoamento nessa região (AI, et al., 2013).

Objetivando a quantificação de contaminantes ao entorno de uma edificação, sob diferentes condições estratificação atmosférica, a resolução das equações de conservação de

massa, movimento e energia, sob abordagem Euleriana foi empregada (SANTOS, et al., 2009), tendo boa concordância dos resultados numéricos com os de túnel de vento.

A necessidade de se aprimorar os sistemas de combustão impulsionou o desenvolvimento de novos catalisadores para os sistemas de exaustão, objetivando converter compostos nocivos de emissões veiculares de Monóxido de Carbono (CO), Óxidos de Nitrogênio (NO_x) e demais hidrocarbonetos (HC) em emissões menos nocivas de Dióxido de Carbono (CO₂), vapor d' água (H₂O) e Nitrogênio (N₂) (MARTINS, et al., 2006).

Por meio de ensaios experimentais na saída do sistema de exaustão de um motor movido à etanol, os autores (MARTINS, et al., 2006) determinaram as propriedades termodinâmicas de transporte e concentrações químicas e as utilizaram como dados iniciais para simulações numéricas em *softwares* para gerarem perfis de velocidade, pressão e concentração, resolvendo as equações conservativas sob abordagem Euleriana.

Na próxima seção serão descritas as ferramentas computacionais comumente utilizadas em simulações segundo o objetivo de cada uma.

3.4.1 Ferramentas de Fluidodinâmica Computacional

Entre os anos de 1990 e 2000, o desenvolvimento das tecnologias de processamento e armazenamento de dados foram bastante aprimorados. A velocidade dos processadores, assim também como das unidades armazenadoras saltou gigantescamente propiciando tráfego de informações nunca antes experimentado. Com isso as unidades de cálculo passam a realizar mais tarefas, com maior complexidade e em menor quantidade de tempo. No campo da engenharia, o emprego de simulações computacionais passou a ser frequente (CEZANA, et al., 2007), o custo reduzido, se comparados aos experimentos com túneis de vento, além da grande abrangência e aplicabilidade, ajudam a suportar o avanço do emprego de simulações para descrição dos fenômenos atmosféricos (PFLUCK, 2010).

Simulações em que se calculava a concentração de contaminantes ao redor das edificações utilizando a equação de transferência de massa a partir dos resultados prévios da resolução da equação de transferência de movimento foram realizadas utilizando-se a ferramenta TEMPEST. Essa ferramenta combina a resolução das equações de transferência à modelagem da turbulência no escoamento. Os resultados obtidos no estudo concordavam bem com experimentos semelhantes conduzidos em túneis de vento à sotavento do obstáculo, porém,

próximos às paredes e às zonas de recirculação a mesma concordância não era observada (LI, et al., 1998).

Diferentes condições atmosféricas (neutras, estáveis e instáveis) foram reproduzidas em simulações de dispersão redor de um prédio isolado, utilizando o algoritmo TEMPEST, cujo o objetivo principal era a avaliação do modelo de turbulência empregado. Os resultados dos estudos mostram a eficiência do algoritmo em prever as estruturas de turbulência geradas ao entorno do obstáculo (ZHANG, et al., 1996).

Para determinação de impactos ambientais numa área submetida à uma fonte de lançamentos de gases contaminantes era necessária o prévio conhecimento, tanto do campo de concentrações, como do perfil de escoamento dos contaminantes. A solução das equações conservativas de movimento, de massa e de energia, acopladas ao modelo de turbulência $\kappa - \epsilon$ foi feita utilizando a ferramenta NAVIER, desenvolvida no Laboratório de Simulação Numérica em Mecânica dos Fluidos e Transferência de Calor (SINMEC - Dep. Eng. Mecânica – UFSC) (BOÇON, et al., 1998), geraram resultados que subsidiaram as análises propostas.

Equações de transporte aliadas a um modelo de predição de turbulência à duas Equações, $\kappa - \epsilon$ padrão e, o modelo de tensões de Reynolds foram resolvidas utilizando o software ANSYS CFX, para prever o padrão de fluxo ao entorno de um obstáculo sob diferentes condições atmosféricas (CEZANA, et al., 2007). A comparação entre os modelos utilizados no estudo mostra que o desempenho do modelo $\kappa - \omega$ é mais satisfatório, ao serem comparados os resultados numéricos aos de experimentos em túnel de vento, principalmente em termos da dispersibilidade. Em termos das concentrações, entretanto, as mesmas não concordaram com os valores previsto em túnel de vento.

Sob condições semelhantes às descritas no parágrafo prévio, simulações numéricas foram conduzidas utilizando-se o *software* ANSYS FLUENT. Os resultados serviram para correções de constantes presente nas equações de transporte da produção de energia cinética e de sua taxa de dissipação (SANTOS, et al., 2009).

A empresa DuPont considera o uso da ferramenta CFD FLACS (*Flame Acceleration Simulator*), desenvolvida para modelagens de explosões. Essa ferramenta contabiliza os impactos de uma emissão de gases proveniente de explosões. Testes realizados mostraram eficácia desse modelo na predição de lançamento de plumas de SO₂ e etileno com dados provenientes da própria planta da empresa (DHARMAVARAN, et al., 2005).

No estudo de previsão de rotas de fuga na cidade de Angra dos Reis – RJ, na região conhecida por Costa Verde (SILVA, et al., 2013), a ferramenta WRF (*Weather Research and*

Forecast) foi utilizada juntamente com a ferramenta HYSPLIT. O algoritmo WRF é constituído pelo sistema de modelagem ARW (*Advanced Research WRF*) bastante utilizado em aquisição de parâmetros de tempo, previsões meteorológicas em tempo real. Esses dois algoritmos combinados resolvem um modelo de equações de transporte considerando condições de compressibilidade determinando os padrões de escoamento. De posse disso o algoritmo HYSPLIT resolve o modelo lagrangeano, utilizado na modelagem das partículas de radionuclídeos, determinando sua trajetória, mostrando assim, parâmetros que subsidiam o objetivo do estudo.

Cada ferramenta computacional de simulação de modelos de escoamento, à medida que se presta aos seus objetivos, precisa ser cuidadosamente selecionada como explicado nessa seção. A conformação do ambiente em estudo deve ser considerada, à medida que os obstáculos presentes podem ou não ser significativamente importantes no processo dispersivo de contaminantes, por não causarem alterações significativas em suas trajetórias, podendo, portanto, ser negligenciados, enquanto que outros devem ser distintamente representados no domínio computacional (DERUDI, et al., 2014). A princípio, os autores (DERUDI, et al., 2014) conduziram simulações de escoamentos de contaminantes pesados, ou seja, $\frac{\rho_c}{\rho_{ar}} > 1,14$, considerando o ar à temperatura ambiente (MACK, et al., 2013) em atmosfera com estratificação neutra, utilizando-se para modelagem de turbulência o modelo $\kappa - \epsilon$, com a ferramenta de CFD ANSYS FLUENT.

Detectou-se quatro tipos de interações entre a nuvem gasosa e o obstáculo, considerando-se que a fonte era pontual, tinha sempre a mesma quantidade mássica de contaminantes emitidas e estava localizada na mesma posição geométrica do domínio (DERUDI, et al., 2014), conforme a Figura 21.

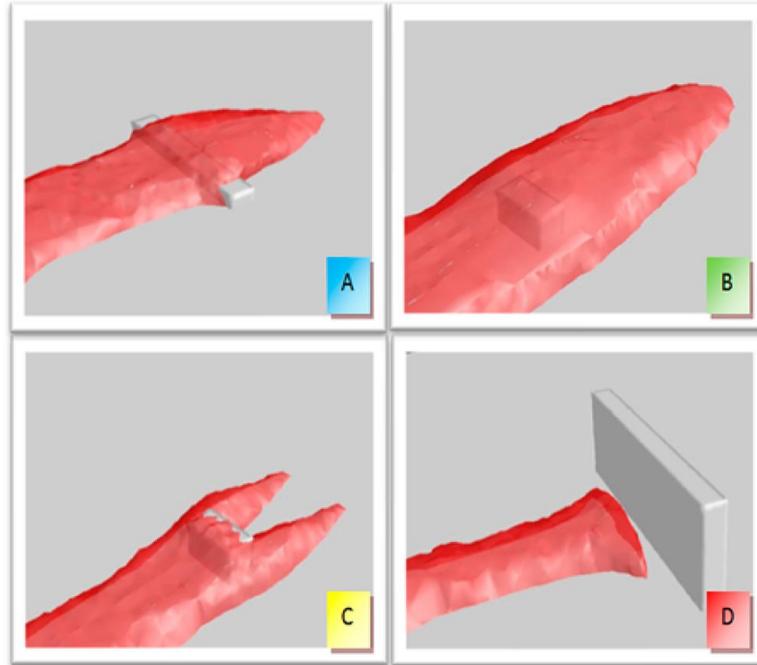


Figura 21. Interação obstáculo – contaminante. **A** – Obstáculo largo e baixo; **B** – Obstáculo muito pequeno em largura e altura; **C** – Obstáculo alto e pouco largo; **D** – Obstáculo largo e alto (DERUDI, et al., 2014).

No caso **A** e no caso **B** observa-se que o obstáculo não possui dimensões suficientes para causar alterações significativas na nuvem de contaminantes. Nas partes **C** e **D**, entretanto, o obstáculo interrompe a trajetória superior da nuvem parcialmente (**C**), ou totalmente (**D**). Matematicamente, as quatro situações acima foram descritas utilizando-se um adimensional (R^*) que relacionam a geometria do obstáculo e da nuvem conforme as Equações (88) – (90).

$$R_h = \frac{H_{obs}}{H_{cld}} \quad (88)$$

$$R_w = \frac{W_{obs}}{W_{cld}} \quad (89)$$

$$R^* = \min(R_h, R_w) \quad (90)$$

O adimensional geométrico de altura (R_h) relaciona a altura do obstáculo (H_{obs}) à altura alcançada pela fonte de contaminantes, caso a mesma escoasse em campo aberto; o adimensional de largura (R_w) relaciona a largura do obstáculo (W_{obs}) à largura máxima da nuvem de poluentes (W_{cld}) em campo aberto.

Uma função que sintetiza o comportamento da dispersibilidade do contaminante na direção do vento pode ser estabelecida com base na distância alcançada em campo aberto (l_{of}),

na distância alcançada na presença de um obstáculo (l_{obs}) e na posição do obstáculo em relação ao posicionamento da fonte de emissão no domínio, conforme a Equação (91).

$$\Delta = \frac{l_{of} - l_{obs}}{l_{of} - x_{obs}} \quad (91)$$

Configurando-se experimentos com gases cujas as densidades variavam de $2,77 \frac{kg}{m^3}$ à $8,77 \frac{kg}{m^3}$, variou-se também o tamanho dos obstáculos (H_{obs} e W_{obs}) e o posicionamento dos mesmos em relação à fonte (x_{obs}) (DERUDI, et al., 2014). A Figura 22 mostra o conjunto dos pontos de dados obtidos.

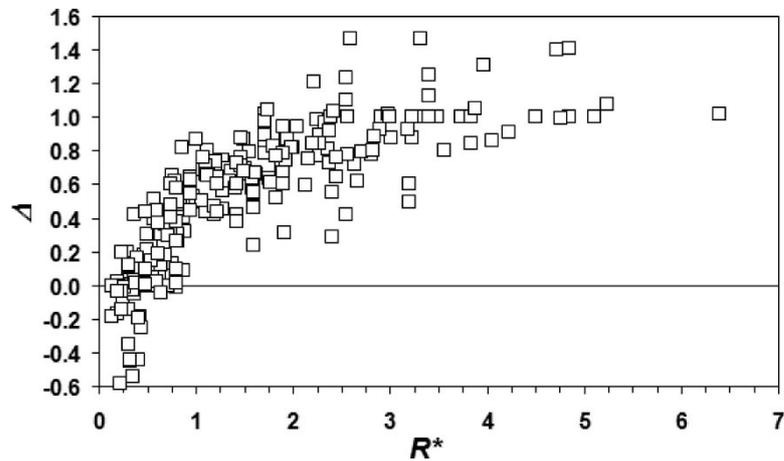


Figura 22. Efeitos da dispersão da nuvem de um gás denso como função de Δ e R^* (DERUDI, et al., 2014).

Pelos pontos de dados na Figura 22, vê-se que para pequenos valores de Δ e R^* , o obstáculo não influenciava tanto a dispersão do poluente, de modo que, um modelo com tratamento matemático mais simplificado como os modelos integrais poderiam ser utilizados e os campos de concentração de poluentes seriam adequadamente representados. Além disso, numa conformação com vários obstáculos, esses mesmos poderiam ser adequadamente desprezados na representação computacional, podendo ser contabilizados por meio de variáveis que caracterizem as irregularidades médias do terreno, como por exemplo, o comprimento de rugosidade superficial (z_0) (DERUDI, et al., 2014).

Valores de R^* menores do que 0,25 indicam boa aplicação de modelos integrais na predição numérica de concentrações de contaminantes, enquanto que valores maiores do que 1 indicam a obrigatoriedade do emprego de *softwares* de fluidodinâmica computacional. Valores

intermediários, todavia, ($0,25 < R^* < 1$) não obrigam a necessidade de emprego de ferramentas de CFD, mas indicam que as mesmas deixariam as simulações mais realísticas, visto que nessa faixa os escoamentos são bastante semelhantes aos da parte C da Figura 21 (DERUDI, et al., 2014).

3.5 Modelos de turbulência

Na engenharia, como forma de solucionar grande número de equações inerentes aos problemas de escoamentos turbulentos é lançado mão de se modelar e calcular a energia cinética gerada devido à turbulência e sua dissipação por meio do cálculo comprimento de mistura, cada uma dessas por meio de uma equação. Os modelos de turbulência a duas Equações tiveram seu uso popularizado a partir da década de 80, dada a simplicidade de abordagem dos fenômenos de turbulência se comparados aos modelos existentes. A partir da resolução das Equações desses modelos, eram gerados parâmetros para a resolução das Equações de dispersão (PFLUCK, 2010). A escolha de modelos apropriados de turbulência é bastante dependente da configuração do problema estudado, visto que esses modelos predirão o campo médio de turbulência definidos pelo tensor de tensões de Reynolds (GOUSSEAU, et al., 2011).

O modelo κ - ϵ , cuja formulação matemática será exposta, é um dos mais usados em modelagem de escoamentos em tubulações industriais desde o ano de 1970 (KUZMIN, et al., 2007), visto que o emprego de expressões analíticas, conhecidas como funções de parede descrevem bem a camada turbulenta formada na parede das mesmas (GONTIJO, et al., 2011).

Nos trabalhos de Dawson et. al. (1991) desenvolveu-se códigos matemáticos para modelar o escoamento tridimensional sob condições atmosféricas, ao entorno de uma edificação e sobre uma colina denominado TEMPEST, que resolve as Equações de transferência de massa, movimento, continuidade e energia e o segundo, denominado PEST, para resolver o modelo à duas Equações κ - ϵ . Como resultados do trabalhos, se propôs pelo autor que o valor da constante c_{μ} fosse modificado levando-se em conta os efeitos da camada superficial, sugeriu-se também alterar o valor das constantes na Equação de transporte da dissipação da energia cinética turbulenta, de modo a representar melhor as escalas de comprimento turbulento (PFLUCK, 2010).

Uma variante, dita anisotrópica, do tradicional modelo κ - ϵ , foi utilizada em estudos simulação de dispersão de contaminantes demonstrando resultados mais realísticos do que os do modelo tradicional. Mesmo prevendo bem o trajeto da pluma, as concentrações ficam

superestimadas devido às altas dispersibilidade preditas devido à turbulência simulada por essa variante do modelo κ - ε (BOÇON, et al., 1998).

Testes de simulação em torno de um obstáculo cúbico efetuados compararam, principalmente, os modelos de turbulência, visto que esses fenômenos são complexos para serem modelados matematicamente. Os modelos de simulação de grandes escalas (LES) foram utilizados por proporcionam inclusão dos efeitos residuais, ou seja, de resultados das menores escalas de turbulência (CURBANI, et al., 2004).

Ao se comparar os resultados numéricos com o modelo de duas Equações clássico κ - ε e também com os experimentais realizados em túnel de vento, mostra-se boa capacidade de predição detalhada das escalas de turbulência da abordagem por meio de LES, se comparada ao modelo de turbulência de duas equações e, por fim, quanto aos resultados em túneis de ventos, esses concordam mais com as simulações numéricas, do que os reproduzidos em experimentos de campo (CURBANI, et al., 2004).

Os efeitos da estratificação atmosférica foram estudados, resolvendo-se um problema de escoamento, sob condições atmosféricas, no entorno de um obstáculo isolado. Para tanto, resolveu-se modelos de transporte de massa, quantidade de movimento, energia e continuidade baseados na abordagem por Equações médias de Reynolds, com o modelo de turbulência κ - ε . Após simulações sob atmosfera neutra, instável e estável correções foram propostas nas constantes do modelo, além do uso de uma função modificada de parede (SANTOS, et al., 2009).

Mesmo com a popularidade do modelo κ - ε , a predição de fluxos com fortes mudanças de gradientes de pressão, assim também com tendências a formar zonas de separação era um problema, que perdurou durante décadas, isso foi o ponto de partida para se pensar em modelos baseados no transporte das tensões de cisalhamento (*SST – Shear Stress Transport*) (MENTER, et al., 2003). Mesmo o modelo κ - ω que era mais preciso do que o κ - ε , próximo à parede falhava ao prever escoamentos com zonas de separação induzidas por pressão, por exemplo.

Mesmo tendo sido desenvolvido para suprir falhas dos modelos ditos tradicionais, em aplicações aeronáuticas, a abordagem SST veio a ser bastante difundida nos meios industriais devido à formulação do mesmo próximo à parede, o que possibilita uma descrição bastante eficaz da movimentação de fluidos próximo às paredes das tubulações (MENTER, et al., 2003). Mais adiante uma descrição do modelo κ - ω SST será realizada.

Diferentemente do modelo κ – ε , esse modelo possui suas constantes ajustadas conforme parâmetros, como velocidade e distância de paredes, por exemplo. O modelo foi

desenvolvido por Menter (1993) sendo bastante utilizado em aplicações aerodinâmicas, como já mencionado. Ao combinar elementos dos modelos $\kappa - \epsilon$ e $\kappa - \omega$ tradicionais, exibe menor sensibilidade a escoamentos em fluxos livres, não sobre prediz estruturas típicas de turbulência, principalmente próximos à pontos de estagnação. Em termos dos fluxos de separação, o mesmo consegue diferenciar bem essas regiões o que não acontece de modo adequado nos modelos tradicionais (MENTER, 1994).

Levando-se em conta o transporte da tensão principal de cisalhamento, pelo princípio de Bradshaw (a tensão de cisalhamento é proporcional à energia cinética turbulenta), além de não possuir dependências à valores arbitrários de fluxo, propôs-se o cálculo do transporte de energia cinética turbulenta e do transporte de sua dissipação.

3.5.1 Analogia de Boussinesq

Dado que o objetivo é a simulação dos fenômenos dispersão de contaminantes em condições de escoamento atmosféricas, os fenômenos de turbulência quantificados nas variáveis dadas pela média dos fluxos turbulentos devem ser escritos como função do gradiente de seus valores médios. Isso facilita o cálculo dessas flutuações que como já mencionado, são de difícil obtenção. Então as tensões turbulentas de Reynolds e os fluxos turbulentos de energia e massa e as, são respectivamente, modelados conforme as Equações (92) – (94).

$$\langle \rho \rangle \langle U_i' U_j' \rangle = -\mu^{(t)} \left(\frac{\partial \langle U_j \rangle}{\partial x_i} + \frac{\partial \langle U_i \rangle}{\partial x_j} \right) \quad (92)$$

$$c_p \langle \rho \rangle \langle U_i' T' \rangle = -\alpha^{(t)} \frac{\partial \langle T \rangle}{\partial x_i} \quad (93)$$

$$\langle \rho \rangle \langle U_i' C_c' \rangle = -\Gamma^{(t)} \frac{\partial \langle C_c \rangle}{\partial x_i} \quad (94)$$

Com as proposições de correlações acima, entre a flutuação da grandeza transportada e sua média, substituídas, respectivamente, nas Equações (111), (115) e (121) é possível quantificar o efeito dessas flutuações no aumento do coeficiente de cada grandeza transportada e, conseqüentemente, o efeito no transporte das mesmas.

O uso do conceito de analogias, introduz ao modelo de transporte uma grande complexidade. Como o mesmo propõe o cálculo dos fluxos turbulentos e do tensor de Reynolds, ter-se-ia para o caso de um escoamento tridimensional adicionadas seis Equações diferenciais

para o transporte das tensões de Reynolds, três Equações diferenciais para o fluxo de calor turbulento, uma Equação diferencial para o produto das flutuações de temperatura, três Equações para o fluxo de massa turbulento, uma Equação para o produto de flutuações de temperatura pela flutuação de concentração e a Equação diferencial para a dissipação da energia cinética, o que tornaria ainda mais inviável a resolução de problemas de escoamentos mais complexos como, por exemplo, se encaixam os escoamentos sob condições atmosféricas em terrenos mais complexos (BOÇON, et al., 1998).

3.5.2 Tratamento da Turbulência Próximo à Paredes

Nos escoamentos próximos às paredes os efeitos viscosos adquirem importância e trata-los adequadamente proporcionam resultados mais realísticos às simulações. Sabe-se que próximo às paredes os gradientes de variáveis dependentes como velocidade e pressão, por exemplo, são bastante acentuados. Cabe, resumidamente uma descrição física dessa fração do escoamento de modo a caracterizar a região próxima à parede. É possível distinguir na Figura 23 quatro subcamadas (BIRD, et al., 2004).

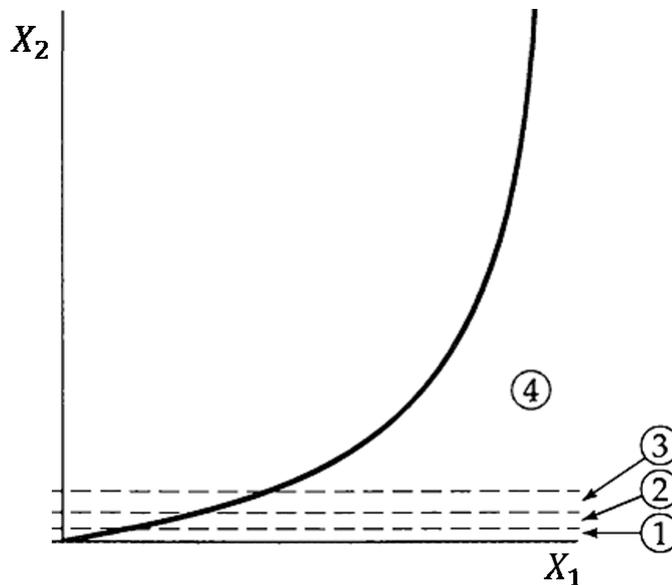


Figura 23. Identificação das subcamadas num escoamento turbulento próximo às paredes (BIRD, et al., 2004)

As mesmas são dispostas de acordo com a influência da viscosidade no escoamento.

- 1) **Subcamada viscosa.** Nela a viscosidade desempenha um papel chave no escoamento

- 2) **Camada de buffer.** É uma camada de transição entre as de características viscosas e as puramente inerciais.
- 3) **Subcamada inercial.** É o início do fluxo turbulento principal, onde a viscosidade desempenha papel pouco importante na formação das estruturas de escoamento
- 4) **Subcamada turbulenta.** Nela as forças viscosas são desconsideradas, dada a ordem de grandeza maior das forças inerciais, o que implica num perfil de velocidade mais plano.

Essa distinção de subcamada é arbitrária, feita de acordo com a necessidade de classificação qualitativa ou mesmo de quantificação de fenômenos físicos. Alguns modelos classificam a região de escoamento em questão em camada logarítmica (1) e viscosa (2 e 3), por exemplo (BIRD, et al., 2004).

Dentro das subcamadas 2 e 3 é possível desenvolver um perfil de velocidade considerando que na posição da parede ($x_2 = 0$) existe uma tensão de cisalhamento inicial ($\tau_{2,1}|_{x_2=0} = \tau_0$) devido à fricção ocasionada pelo escoamento de fluido (ρ) e que essa tensão não varia tanto desde a parede até o ponto 3 da Figura 23. Admitindo-se uma combinação possível entre essas grandezas de modo que as mesmas tenham as dimensões tal qual as do gradiente de velocidade, propõe-se a Equação (95).

$$\frac{\partial \langle U_1 \rangle}{\partial x_2} = \frac{1}{k} \sqrt{\frac{\tau_0}{\rho}} \frac{1}{x_2} \quad (95)$$

Sendo que o modelo representado pela Equação (95), é semelhante ao desenvolvido por Monin e Obukhov, mostrado na Equação (35). Assim como no modelo de Monin e Obukhov desenvolvido para a CLP, define-se a velocidade friccional pela Equação (33) fazendo $\tau_{i,3} = \tau_0$. O resultado da integração da Equação (95), fornece o modelo de distribuição de velocidades de Karman-Prandtl, na Equação (96), que descreve o comportamento da velocidade, nas subcamadas 2 e 3 e, de modo mais razoável, na subcamada 4.

$$\langle U_1 \rangle = \frac{U_*}{k} \ln(x_2) + \lambda \quad (96)$$

Valores médios experimentais foram encontrados para as constantes de integração que são $k = 0,4$ e $\lambda = 0,5$. Todavia, como mencionado, esses valores são médios e podem variar conforme o número de Reynolds (Re). Isso ocasionou o surgimento de modelos mais

aprimorados que levassem em conta essa variação (BIRD, et al., 2004) como o mostrado pela Equação (97).

$$\frac{\partial \langle U_1 \rangle}{\partial x_2} = \frac{U_*}{x_2} \left[\frac{\sqrt{3}}{2} + \frac{15}{4 \ln(\text{Re})} \right] \left(\frac{x_2 U_*}{\nu} \right)^{\frac{3}{2 \ln(\text{Re})}} \quad (97)$$

Como resultado, da integração da Equação (97) tem-se a Equação (98) conhecida como distribuição de velocidades de Barenblatt-Chori.

$$\frac{\langle U_1 \rangle}{U_*} = \left[\frac{1}{\sqrt{3}} \ln(\text{Re}) + \frac{5}{2} \right] \left(\frac{x_2 U_*}{\nu} \right)^{\frac{3}{2 \ln(\text{Re})}} \quad (98)$$

As regiões 3 e 4 da Figura 23 são, matematicamente, melhor descritas pela Equação de Barenblatt-Chori, que fornece a velocidade do escoamento para tais regiões como função do número de Reynolds pertinente.

Visto o tratamento dado a subcamada logarítmica, serão propostas equações para o tratamento da subcamada viscosa.

a) *Subcamada Viscosa*

O modelo que descreve a distribuição de velocidades na subcamada viscosa é obtido considerando os termos da série de Taylor, de acordo com a Equação (99).

$$\langle U_1 \rangle(x_2) = \langle U_1 \rangle(0) + x_2 \left. \frac{\partial \langle U_1 \rangle}{\partial x_2} \right|_{x_2=0} + \frac{x_2^2}{2!} \left. \frac{\partial^2 \langle U_1 \rangle}{\partial x_2^2} \right|_{x_2=0} + \frac{x_2^3}{3!} \left. \frac{\partial^3 \langle U_1 \rangle}{\partial x_2^3} \right|_{x_2=0} + \dots \quad (99)$$

Dado que nessa região a distribuição de velocidades está influenciada pelas paredes é necessária uma função que descreva isso. Para tanto considera-se o fluxo independente do tempo, numa fenda com espessura determinada (ϵ), em que o tensor de tensão possua uma parcela turbulenta e outra viscosa especificadas conforme as Equações (110) a (112). Considera-se ainda que o fluido não se mova na parede ($U_1 = U_2 = 0$) e, portanto, a turbulência do mesmo seja nula ($U'_1 = U'_2 = 0$) (BIRD, et al., 2004).

Combinadas todas as hipóteses supracitadas aos termos da série de Taylor desenvolvida para velocidade, é obtida a Equação (100) que a calcula na subcamada viscosa.

$$\frac{\langle U_1 \rangle}{U_*} = \frac{x_2 U_*}{\nu} \left[1 - \frac{1}{2} \left(\frac{\nu}{U_* \epsilon} \right) \left(\frac{x_2 U_*}{\nu} \right) - \frac{1}{4} \left(\frac{x_2 U_*}{14,5 \nu} \right)^3 + \dots \right], 0 < \frac{x_2 U_*}{\nu} < 5 \quad (100)$$

Sendo que para $0 < \frac{x_2 U_*}{\nu} < 5$, as derivadas são ditas semi analíticas, pois curvas precisam ser ajustadas de modo adequado à dados de escoamento.

4 SIMULAÇÃO DA DISPERSÃO DE MONÓXIDO DE CARBONO NA ATMOSFERA NA PRESENÇA DE UM OBSTÁCULO CÚBICO

Este capítulo apresenta a metodologia utilizada para a modelagem e simulação da dispersão atmosférica de Monóxido de Carbono (CO) oriundo de descargas automotivas em ambiente urbano considerando um cenário real de vias arteriais de tráfego intenso de motocicletas, carros e ônibus, compostas de faixas de circulação múltiplas com intersecções, tempos de parada definidos por semáforos sincronizados e formação de filas.

A caracterização detalhada destas vias localizadas na região central da cidade de Uberlândia (MG), quanto ao volume de tráfego, tipo de frota, tempos de parada foi feita por Fernandes (2013), utilizando dados fornecidos pela Secretaria de Trânsito e Transporte (SETTRAN) e observação *in loco*.

Estas vias são indicadas na Figura 24 denominadas Avenida João Naves de Ávila (b) e Avenida João Pinheiro (a). Elas estão localizadas na região do Terminal Central da cidade de Uberlândia (c), por onde circulam em média 30.000 veículos/dia, 54 linhas exclusivas de ônibus e 120.000 pessoas além daquelas que trabalham no local e nas imediações.

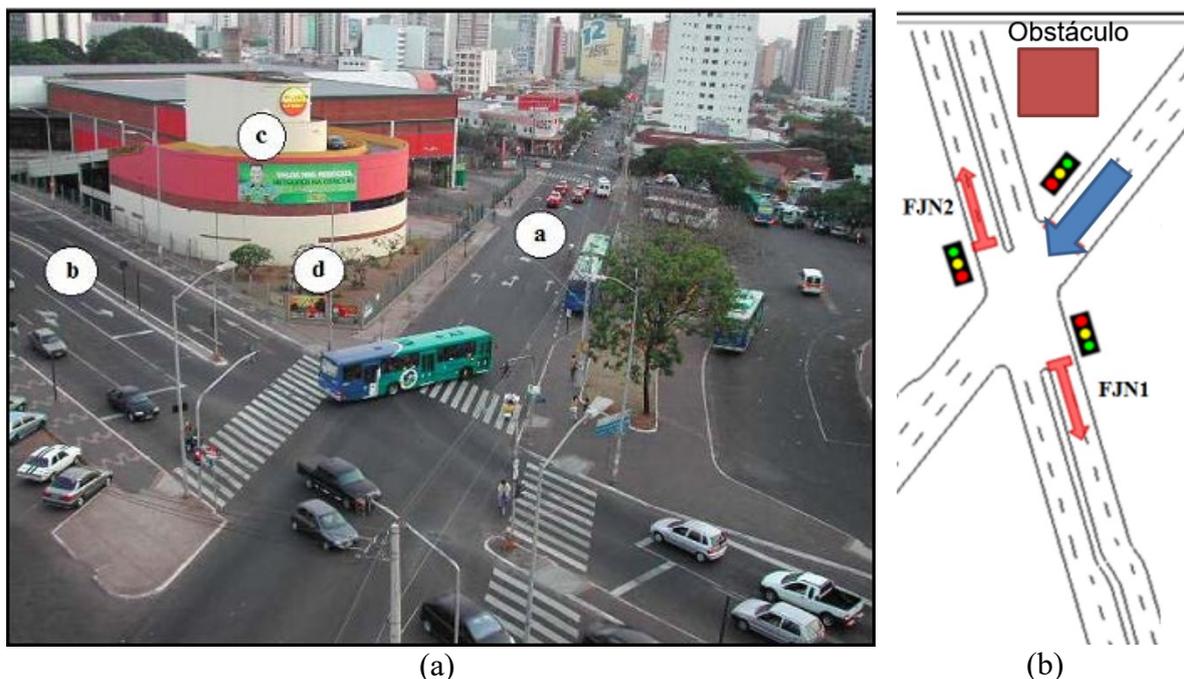


Figura 24. Visualização panorâmica da área de estudo (a) e esquema dos *links* de fila estudados (b) (FERNANDES, et al., 2013).

A cidade de Uberlândia situa-se no Triângulo Mineiro (Minas Gerais) e seu clima é caracterizado por períodos secos e chuvosos. A umidade relativa média no período 2003 a 2012, apresentada na Figura 25, variou entre 48 a 80%. A temperatura média no mesmo período apresentou variações entre 22 e 25 °C, conforme apresentado na Figura 26.

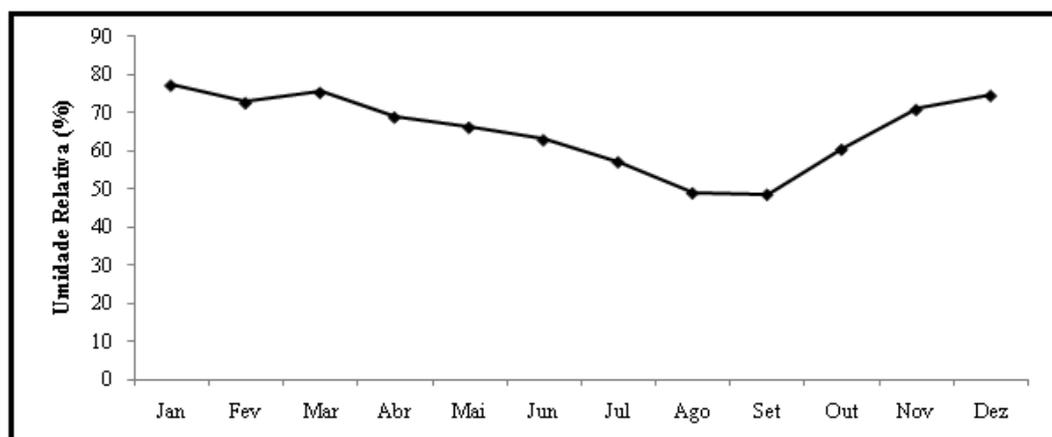


Figura 25. Umidades relativas médias no período de janeiro de 2003 a dezembro de 2012 na cidade de Uberlândia (Minas Gerais). (FERNANDES, et al., 2013).

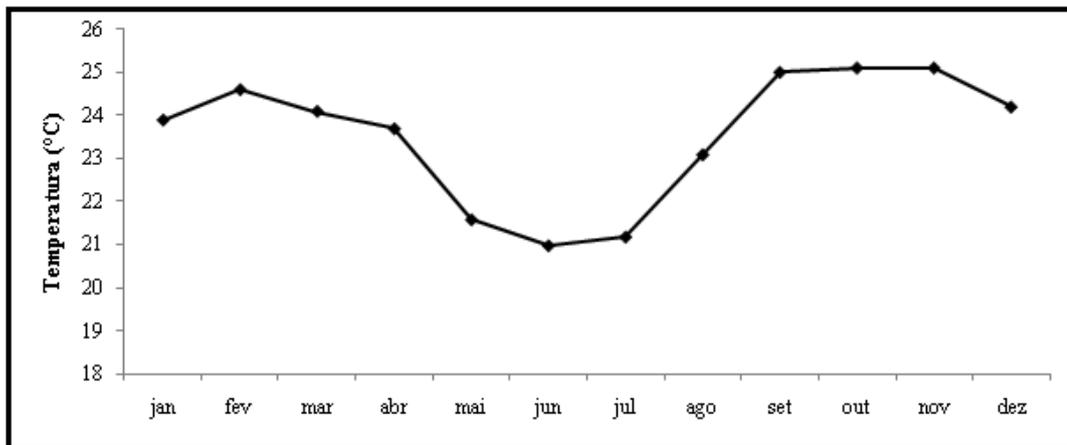


Figura 26. Temperaturas médias no período de janeiro de 2003 a dezembro de 2012 na cidade de Uberlândia (Minas Gerais) (FERNANDES, et al., 2013).

A partir de dados obtidos junto ao Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) e na Estação Meteorológica da UFU referentes ao ano de 2012, demonstrou-se que a direção Nordeste-Leste (ENE), correspondente à faixa de ângulo de 45 a 90 graus foi predominante dos ventos. No mesmo período, a classe de velocidade do vento predominante variou de 0,5 a 2,5 m/s, assim como mostrado na Figura 27 (FERNANDES, et al., 2013).

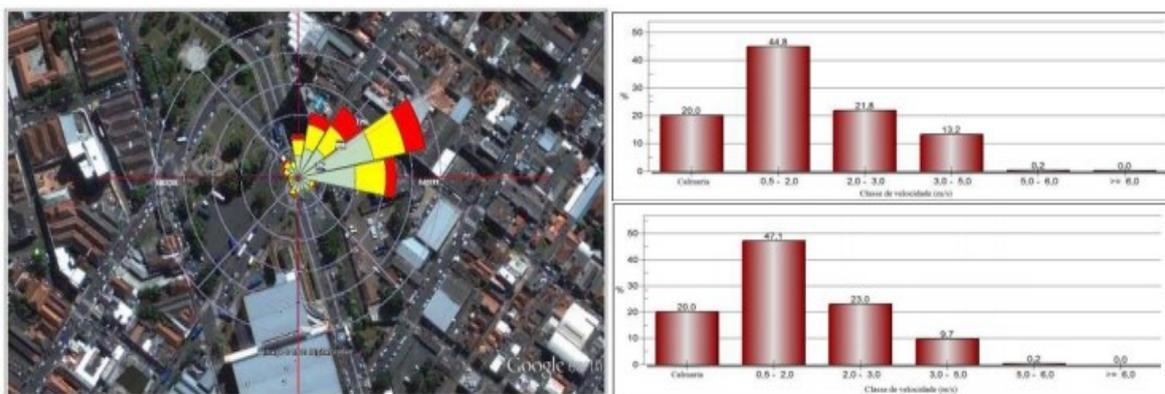


Figura 27. Direção predominante de incidência de ventos no domínio de cálculo (lado esquerdo), classe de ventos no período úmido (lado direito – superior) e no seco (lado esquerdo – inferior) (FERNANDES, et al., 2013)

Apesar de não apresentar edifícios muito altos, esta região tem edificações que podem alterar a direção e a velocidade dos ventos e gerar efeitos diversos dos encontrados em terreno plano, com a formação de cânions e estruturas de escoamentos provocadas pela rugosidade do terreno.

A utilização de Modelos de Pluma Gaussiana para prever a dispersão de poluentes no entorno desta região pode ser inadequada devido às hipóteses adotadas de terreno plano, sem a presença de edifícios altos ou outros obstáculos, condições homogêneas e estacionárias de

turbulência atmosférica e velocidade unidirecional e constante dos ventos. Caso tais hipóteses sejam adotadas, uma alternativa mais adequada é o modelo CAL3QHC, recomendado pela EPA para avaliar a dispersão de Material Particulado e também de Monóxido de Carbono a partir do conhecimento da geometria das vias, condições meteorológicas, taxas de emissão veicular e tempo de sinal.

O Monóxido de Carbono tem densidade $1,14 \text{ kg/m}^3$, levemente superior à do ar. Seu comportamento quando submetido à dispersão pela ação dos ventos e considerados os demais efeitos climáticos e topográficos, difere do comportamento de um gás denso. No caso geral de uma nuvem de gás denso com dimensões simétricas, ela tende a seguir em direção ao solo devido ao efeito da gravidade, com aumento do diâmetro, diminuição da altura e diluição considerável do gás pela intrusão de ar atmosférico e pelas interfaces horizontal e vertical.

Nesta dissertação é avaliada a influência que um obstáculo cúbico de dimensões 5 (m) x 5 (m) x 5 (m) posicionado na Camada de Rugosidade exerce sobre os perfis de fluxo, velocidade, concentração, temperatura e pressão do Monóxido de Carbono, avaliados na região incluída na Camada Superficial. A escala de tempo considerada nesse estudo é extremamente baixa quando comparada à escala considerada na dispersão de plumas na microescala atmosférica, que são da ordem de 1 hora. Nesta escala de tempo de 1 hora, os parâmetros atmosféricos como condição de estabilidade, estratificação, altura da camada limite podem ser considerados constantes. Se as condições de descarga também não variarem com o tempo neste período, o problema poderia ser considerado em regime permanente, permitindo a previsão do comportamento transiente ao longo de 1 dia como resultado de simulações de uma sequência de estados pseudo estacionários. Entretanto, no caso de descargas descontínuas ou instantâneas, o problema necessariamente deve ser tratado considerando o regime transiente.

O estudo consiste na simulação do carreamento de uma fonte de Monóxido de Carbono oriunda de veículos parados em intersecção de vias urbanas, cuja estimativa da carga e do posicionamento é feita através de um modelo de mistura que utiliza tempos de residência e do algoritmo de geração de filas da ferramenta CAL3QHC, respectivamente num cenário constituído por um obstáculo cúbico de 5 m inserido num domínio computacional de dimensões 60 (m) x 45 (m) x 30 (m). O cenário a ser simulado é subsidiado pelos resultados das simulações de outros três cenários. No primeiro, são simulados os padrões de escoamento de ventos incidindo perpendicularmente à parede de um obstáculo cúbico, sem a presença do Monóxido de Carbono. O segundo cenário é aplicado a lançamentos sucessivos de uma fonte pontual de Monóxido de Carbono de dimensões 7 (m) x 3 (m) x 3 (m) posicionada na altura de 1,80 m, à

13 m do ponto de incidência de ventos no domínio. O terceiro cenário é aplicado a lançamentos sucessivos de uma fonte pontual de Monóxido de Carbono de mesmas dimensões da do cenário 2 posicionada na altura de 1,80 m, distando 17 m do obstáculo cúbico posicionado no centro do domínio de estudo.

Diante disso, cabe agora passar às hipóteses consideradas para construção do modelo matemático utilizado na simulação.

4.1 Modelagem Matemática na Camada Limite Planetária (CLP)

Sabe-se que nos escoamentos turbulentos as variações de velocidade ocorrem em escala muito pequena, ou seja, grandes flutuações num curto período de tempo. Descrevê-los somente por meio das Equações de transporte demandaria uma solução analítica, ou uma solução numérica por meio da construção de um domínio computacional eficaz tal que até os menores vórtices fossem calculados. Tanto a primeira situação quanto a segunda são inviáveis até o presente momento. Uma solução analítica ainda não foi obtida para escoamentos mais complexos e a capacidade computacional ainda mantém inviável a realização de simulações numéricas diretas (*Direct Numerical Simulations*) para escoamentos mais realísticos.

A inviabilidade de uma solução analítica, já procurada desde o final do século XIX, fez com que Reynolds em 1885 propusesse um tratamento estatístico para o problema. O valor da variável transportada seria composto pela soma de uma parcela determinística e outra parcela estocástica, tal como mostrado na Equação (101).

$$\varphi = \langle \varphi \rangle + \varphi' \quad (101)$$

O valor de φ' representa as flutuações experimentadas pela grandeza φ em decorrência do transporte caótico. Por sua vez, o valor determinístico ($\langle \varphi \rangle$) é calculado num intervalo temporal tal que o número de flutuações seja incluído, sendo maior que a escala de tempo das flutuações e menor do que a escala de tempo dos fenômenos macroscópicos, dado conforme a Equação (102).

$$\langle \varphi \rangle = \frac{1}{t_0} \int_{t-\frac{1}{2}t_0}^{t+\frac{1}{2}t_0} \varphi(t) dt \quad (102)$$

A consequência à definição acima é mostrada pelas Equações (103) – (107).

$$\left\langle \frac{\partial \varphi}{\partial x_i} \right\rangle = \frac{\partial \langle \varphi \rangle}{\partial x_i} \quad (103)$$

$$\left\langle \frac{\partial \varphi}{\partial t} \right\rangle = \frac{\partial \langle \varphi \rangle}{\partial t} \quad (104)$$

$$\langle \varphi' \rangle = 0 \quad (105)$$

$$\langle \langle \varphi \rangle \rangle = \langle \varphi \rangle \quad (106)$$

$$\langle \langle \varphi \rangle \varphi' \rangle = 0 \quad (107)$$

Pela observação do comportamento físico das grandezas transportadas, nessas definições é possível concluir o exposto acima. As variações da velocidade, por exemplo, se repetem em escoamentos turbulentos (BOÇON, et al., 1998).

A partir do conceito de decomposição da grandeza transportada, dá-se origem às Equações de grandezas médias de Reynolds para continuidade, quantidade de movimento, energia e massa, *Reynolds Averaging Navier-Stokes* (RANS), que serão utilizadas na simulação do escoamento. Essa abordagem garante parametrização adequada dos fluxos turbulentos, que por sua vez, são importantes para predição dos campos de concentração (GOUSSEAU, et al., 2011). A Equação (108) descreve a continuidade do sistema (BIRD, et al., 2004).

$$\frac{\partial \langle \rho \rangle}{\partial t} + \nabla \cdot (\langle \rho \mathbf{U} \rangle) = 0 \quad (108)$$

O modelo que descreve a quantidade de movimento será dado pela Equação (109) (BIRD, et al., 2004).

$$\langle \rho \rangle \frac{\partial \langle \mathbf{U} \rangle}{\partial t} + \nabla \cdot (\langle \rho \rangle \langle \mathbf{U} \rangle \langle \mathbf{U} \rangle) = -\nabla \langle p \rangle - \nabla \cdot (\langle \boldsymbol{\tau} \rangle + \langle \boldsymbol{\tau}^{(t)} \rangle) + \langle \rho \rangle \mathbf{g} \quad (109)$$

O tensor de tensões, como evidenciado, é formado agora por duas componentes uma molecular ($\langle \boldsymbol{\tau} \rangle$), ou seja, refere-se às tensões cisalhantes que dependem do tipo de fluido escoando e, uma componente turbulenta que é dada em função das flutuações de velocidade. Considerando a composição de gases atmosférica como newtoniana, as Equações (110) e (111)

descrevem o comportamento molecular e a Equação (112) descreve o comportamento turbulento (BIRD, et al., 2004).

$$\langle \tau_{i,i} \rangle = -2\mu \left(\frac{\partial U_i}{\partial x_i} \right) + \left(\frac{2}{3}\mu - \mu^{(d)} \right) \nabla \cdot \mathbf{U} \quad (110)$$

$$\langle \tau_{i,i} \rangle = -\mu \left(\frac{\partial \langle U_j \rangle}{\partial x_i} + \frac{\partial \langle U_i \rangle}{\partial x_j} \right), \quad \forall i \neq j \quad (111)$$

$$\langle \tau_{i,j}^{(t)} \rangle = \langle \rho \rangle \langle U_i' U_j' \rangle \quad (112)$$

De modo análogo ao da velocidade, que originou os termos que descrevem a movimentação turbulenta de um fluido, decompondo-se a temperatura conforme a Equação (11) origina-se o modelo que descreve o transporte de energia para escoamento turbulento, mostrado na Equação (113) (BIRD, et al., 2004).

$$c_p \langle \rho \rangle \frac{\partial \langle T \rangle}{\partial t} = \alpha \nabla^2 \langle T \rangle - \nabla \cdot (\langle \mathbf{q} \rangle + \langle \mathbf{q}^{(t)} \rangle) - \mu (\langle \Theta \rangle + \langle \Theta^{(t)} \rangle) \nabla \cdot \mathbf{U} \quad (113)$$

O fluxo de energia (\mathbf{q}), será composto por uma componente molecular, mostrada na Equação (114).

$$\langle q_i \rangle = c_p \langle U_i \rangle \langle T \rangle \quad (114)$$

E por outra turbulenta, dada pela Equação (115).

$$\langle q_i^{(t)} \rangle = c_p \langle \rho \rangle \langle U_i' T' \rangle \quad (115)$$

O termo dissipação de energia ($\boldsymbol{\tau} : \nabla \cdot \mathbf{U}$), da Equação (11), é modelado segundo a uma função de dissipação de energia. Essa possuirá também uma parcela viscosa e outra turbulenta, de acordo com as Equações (116) – (118).

$$\boldsymbol{\tau} : \nabla \cdot \mathbf{U} = \mu(\langle \boldsymbol{\theta} \rangle + \langle \boldsymbol{\theta}^{(t)} \rangle) \quad (116)$$

$$\langle \boldsymbol{\theta} \rangle = \sum_{i=1}^3 \sum_{j=1}^3 \left[2 \frac{\partial \langle U_i \rangle}{\partial x_i} \frac{\partial \langle U_i \rangle}{\partial x_i} + \left(\frac{\partial \langle U_i \rangle}{\partial x_j} + \frac{\partial \langle U_j \rangle}{\partial x_i} \right) + \frac{2}{3} \left(\frac{\partial \langle U_i \rangle}{\partial x_i} \right)^2 \right] \quad (117)$$

$$\langle \boldsymbol{\theta}^{(t)} \rangle = \sum_{i=1}^3 \sum_{j=1}^3 \left[2 \frac{\partial \langle U'_i \rangle}{\partial x_j} \frac{\partial \langle U'_i \rangle}{\partial x_j} + \left(\frac{\partial \langle U'_i \rangle}{\partial x_j} + \frac{\partial \langle U'_j \rangle}{\partial x_i} \right) \right] \quad (118)$$

Por fim, fazendo analogia ao transporte de massa, a partir da Equação (12) descreve-se o transporte de massa de uma espécie química segundo a Equação (119) (BIRD, et al., 2004).

$$\frac{\partial \langle C_c \rangle}{\partial t} = \nabla^2 \Gamma \langle C_c \rangle - \nabla \cdot (\langle J_{c,i} \rangle + \langle J_{c,i}^{(t)} \rangle) \quad (119)$$

O termo de fluxo mássico ($J_{c,i}$), dado pela Segunda Lei de Fick, é modelado assim como os termos de fluxo anteriores, possuindo parcela viscosa e outra turbulenta, mostradas nas Equações (120) e (121) (BIRD, et al., 2004).

$$\langle J_{c,i} \rangle = \langle U_i \rangle \langle C_c \rangle \quad (120)$$

$$\langle J_{c,i}^{(t)} \rangle = \langle U'_i C'_c \rangle \quad (121)$$

Todos os coeficientes de transporte (μ, Γ, α) relacionados nas Equações de massa, movimento e energia serão compostos por duas parcelas, uma viscosa e outra turbulenta, de modo que tais coeficientes dependerão de variáveis como posição e velocidade que serão contabilizadas na parcela turbulenta. Deve-se ainda notar que houve adição em cada uma das Equações de transporte de um termo médio das flutuações da grandeza transportada ($\langle \varphi^{(t)} \rangle$).

4.2 Descrição da Turbulência pelo Modelo $\kappa - \varepsilon$

Várias foram as maneiras utilizadas para se determinar parâmetros para quantificar, de modo satisfatório, as condições de turbulência. A primeira das tentativas foi introduzida por Prandtl em 1925 que utilizou o conceito de viscosidade de gases. Por esse conceito, a viscosidade de um gás pelo produto de sua massa específica e o livre caminho médio e uma

velocidade característica das moléculas. A viscosidade turbulenta, foi definida segundo a relação (122).

$$\mu^{(t)} \propto \langle \rho \rangle u^{(c)} l^{(t)} \quad (122)$$

Sendo que o comprimento de escala turbulenta ($l^{(t)}$) é definido como a distância média que dois vórtices percorrem sem perder suas “identidades” , numa velocidade característica ($u^{(c)}$) que é função da geração de energia cinética (κ), conforme a Equação (123).

$$u^{(c)} = \sqrt{\kappa} \quad (123)$$

No modelo em questão, o comprimento é uma função dissipação do da energia cinética turbulenta (ε) por meio da Equação (124).

$$l^{(t)} = C_{\mu}^{\frac{3}{4}} \frac{\kappa^{\frac{3}{2}}}{\varepsilon} \quad (124)$$

A viscosidade turbulenta é calculada, portanto, pela Equação (125).

$$\mu^{(t)} = C_{\mu} \frac{\kappa^2 \langle \rho \rangle}{\varepsilon} \quad (125)$$

Os demais coeficientes de transporte turbulento das Equações de conservação de massa e de energia são, respectivamente, calculados pelas Equações (126) – (128) de Komolgorov-Prandtl, dadas em função dos números Schmidt (Sc) e Prandtl (Pr).

$$\frac{\Gamma^{(t)}}{c_p} = \frac{\mu^{(t)}}{Pr^{(t)}} \quad (126)$$

$$\langle \rho \rangle \Gamma^{(t)} = \frac{\mu^{(t)}}{Sc^{(t)}} \quad (127)$$

$$\frac{\alpha^{(t)}}{c_p} = \frac{\mu^{(t)}}{Pr^{(t)}} \quad (128)$$

A definição da energia cinética mostrada na Equação (129) advém da equação de transporte das tensões de Reynolds. Para um escoamento turbulento, a isotropia da turbulência prevalece ($i = j$) (RODI, 1980 apud BOÇON, et al., 1998).

$$\kappa \equiv \frac{1}{2} U'_i U'_i \quad (129)$$

A Equação (130), descreve a transferência da energia cinética turbulenta, possui forma semelhante à das Equações que descrevem a transferência do movimento, da massa e energia.

$$\langle \rho \rangle \left(\frac{\partial \kappa}{\partial t} + \langle U_j \rangle \frac{\partial \kappa}{\partial x_j} \right) = \frac{\partial}{\partial x_j} \left(\frac{\mu^{(t)}}{\sigma_\kappa} \frac{\partial \kappa}{\partial x_j} \right) + E + G - \langle \rho \rangle \varepsilon \quad (130)$$

O modelo é complementado pelo termo de produção de energia devido à deformação do escoamento (E), descrito pela Equação (131) e pelo termo de destruição de energia cinética turbulenta por efeitos do empuxo (G), mostrado na Equação (132).

$$E = \mu^{(t)} \left(\frac{\partial \langle U_j \rangle}{\partial x_i} + \frac{\partial \langle U_i \rangle}{\partial x_j} \right) \frac{\partial \langle U_i \rangle}{\partial x_j} \quad (131)$$

$$G = -\beta \frac{\mu^{(t)}}{Pr^{(t)}} \frac{\partial \langle T \rangle}{\partial x_3} \mathbf{g} \quad (132)$$

A dissipação de energia cinética é dada pela definição (133).

$$\varepsilon \equiv \nu \left\langle \frac{\partial U'_i}{\partial x_j} \frac{\partial U'_i}{\partial x_j} \right\rangle \quad (133)$$

A Equação (134) modela os termos de difusão, geração e destruição de energia cinética, fornecendo assim o transporte de dissipação de energia cinética (LAUNDER, et al., 1974).

$$\langle \rho \rangle \left(\frac{\partial \varepsilon}{\partial t} + \langle U_j \rangle \frac{\partial \varepsilon}{\partial x_j} \right) = \frac{\partial}{\partial x_j} \left(\frac{\mu^{(t)}}{\sigma_\varepsilon} \frac{\partial \varepsilon}{\partial x_j} \right) + C_{1\varepsilon} \frac{\varepsilon}{\kappa} (P + G) - C_{2\varepsilon} \langle \rho \rangle \frac{\varepsilon^2}{\kappa} \quad (134)$$

As constantes ($C_\mu, C_{1\varepsilon}, C_{2\varepsilon}, \sigma_\kappa, \sigma_\varepsilon$) mostradas nas Equações (124) e (134) são ajustadas para esse modelo e seus valores são apresentados na Tabela 9.

Tabela 9. Constantes do modelo κ - ε clássico (LAUNDER, et al., 1974).

C_μ	$C_{1\varepsilon}$	$C_{2\varepsilon}$	σ_κ	σ_ε
0,09	1,44	1,92	1,00	1,30

4.2.1 Tratamento da turbulência próximo às paredes utilizando o modelo $\kappa - \varepsilon$

Os modelos ditos empíricos se baseiam nas aproximações dos termos de turbulência propostas pelos modelos de duas Equações vistos em secções prévias. Dentro do proposto por eles, é possível ajustá-los de modo a se obter expressões que forneçam boas aproximações para a condição fluxo próximo às paredes.

A partir das Equações (130) e (134), aplicam-se as derivadas normais às suas variáveis dependentes (κ e ε), conforme as Equações (135) e (136).

$$\mathbf{n} \cdot \nabla \kappa = 0 \quad (135)$$

$$\mathbf{n} \cdot \nabla \varepsilon = \frac{\kappa^{\frac{3}{2}} C_\mu^{\frac{1}{4}}}{\nu^{(t)}} \varepsilon \quad (136)$$

As equações acima representam as condições de contorno impostas ao modelo na proximidade das paredes, sendo que, ao serem integradas fornecem as funções de parede para produção de energia (κ_*) e para sua dissipação (ε_*), conforme mostrado pelas Equações (137) e (138), respectivamente.

$$\kappa_* = \frac{U_*^2}{\sqrt{C_\mu}} \quad (137)$$

$$\varepsilon_* = \frac{U_*^3}{ky_*} \quad (138)$$

Considerando que o valor da ordenada ($x_2 = y_*$), na Equação (138) representa a distância da parede até o nó computacional mais próximo a ela em termos do domínio de cálculo. A mesma grandeza ainda pode ser representada por seu valor adimensional (y_*^+), de acordo com a Equação (139).

$$y_*^+ = \frac{y_* U_*}{\nu} \quad (139)$$

A partir dessa definição é possível estimar o valor desse adimensional acordo com a Equação (140).

$$y_*^+ = \frac{1}{k} \ln(y_*^+) + \lambda \quad (140)$$

Essa Equação, é resultado da adimensionalização das variáveis da lei de Karman-Prandtl, dada pela Equação (96). Ao ser resolvida, de modo iterativo, chega-se a um valor de para distância adimensional de $y_*^+ = 11,06$, que é utilizado na estimativa da função de parede para dissipação da energia cinética turbulenta (ε_*) (KUZMIN, et al., 2007).

4.3 Estrutura lógica do software livre OpenFOAM®

A simulação do modelo matemático proposto utiliza o software livre OpenFOAM (www.openfoam.org) para a previsão dos perfis tridimensionais de concentração, temperatura e pressão e campos de velocidade, admitindo um perfil plano de velocidades do vento incidente.

Essa ferramenta é constituída por uma estrutura de bibliotecas (arquivos) escritas em linguagem C++ que podem ser subdividas em: *solvers* e *utilities* que, por sua vez, contemplam as etapas de pré-processamento, processamento e pós-processamento, segundo o desenho esquemático mostrado na Figura 28.

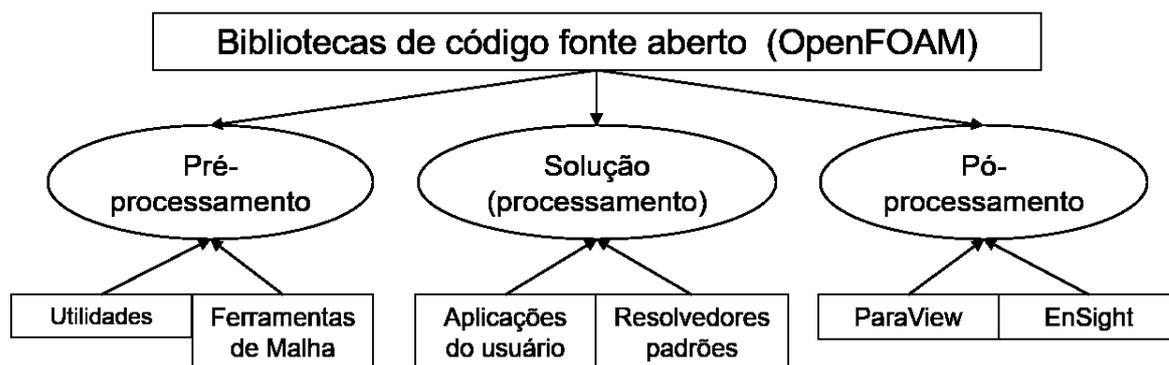


Figura 28. Vista geral da organização das bibliotecas do OpenFOAM (OpenFOAM Foundation, 2014).

Na etapa de pré-processamento, a ferramenta dispõe de utilitários de manipulação de malha (blockMesh), conversão de formato de malha (fluent3dMeshToFoam), definição de propriedades físicas específicas em regiões específicas da malha (setFields, topoSet). Lembrando-se que nessa etapa todas as condições iniciais e de contorno do problema são definidas.

Na etapa de solução do problema ou processamento, as bibliotecas contêm códigos cuja finalidade é a de resolução das equações conservativas (massa, movimento, continuidade e energia) que contemplam problemas de escoamento de líquidos e gases e análise de esforços em materiais sólidos, no espaço tridimensional (OpenFOAM Foundation, 2014). O resolvidor deve ser selecionado segundo as hipóteses consideradas para resolução do problema, sendo que para o presente trabalho, dois resolvidores foram utilizados: pisoFoam e compressibleMultiphaseInterFoam; o primeiro resolvidor se presta a resolução de escoamentos transientes, isotérmicos e incompressíveis de fluidos newtonianos com modelagem de turbulência, enquanto que o segundo se presta a resolução de escoamentos em regime transiente, compressíveis, não-isotérmicos de uma mistura de fluidos newtonianos.

Na etapa de pós processamento, *softwares* são utilizados para geração gráfica de figuras representativas dos resultados depois de finalizado o processo de solução. No decurso das simulações, o OpenFOAM armazena os resultados, sob forma numérica, dentro de pastas que representam os passos de tempo configurados previamente na etapa de pré-processamento pelo usuário. Para que seja possível a visualização das linhas de escoamento, campos de pressão, temperatura ou de forças, o usuário deve instalar, juntamente com o OpenFOAM, o *software* ParaView (ou similares) que interpretará o conteúdo numérico das pastas que contém os resultados e os “transformará” em gráficos que serão representados sob perspectiva do

espaço tridimensional, utilizando o sistema de coordenadas cartesianos, único utilizado pela ferramenta.

Na sequência as peculiaridades dos três cenários são descritas, inclusas as condições iniciais e as condições de contorno associadas. São apresentados detalhes sobre a geração do domínio computacional, delimitado pelas fronteiras cujas dimensões são definidas para representar padrões de escoamento no entorno do obstáculo, e sobre a malha de discretização.

4.4 Descrição do Cenário 1: Caracterização de Padrões de Escoamento ao redor de obstáculos cúbicos sem a presença de Monóxido de Carbono

Os padrões de escoamento resultantes da incidência do vento na presença de um obstáculo cúbico foram objetos de análise, com fins de avaliar o modelo implementado e validar as hipóteses adotadas. Para tanto, foi simulada a incidência de ventos na direção perpendicular à face de um obstáculo cúbico, com velocidade de 10 m/s e sob condições de pressão atmosférica e temperatura ambiente. O domínio de estudo compreendeu uma região de 60 (m) x 45 (m) x 25 (m) (LI, 1997), por considerar que tal abrangência é suficiente para descrever as estruturas de escoamento típicas.

Este domínio foi discretizado segundo uma malha hexaédrica, não uniforme, estruturada, com maior refinamento nas proximidades do obstáculo, como mostrado na Figura 29.

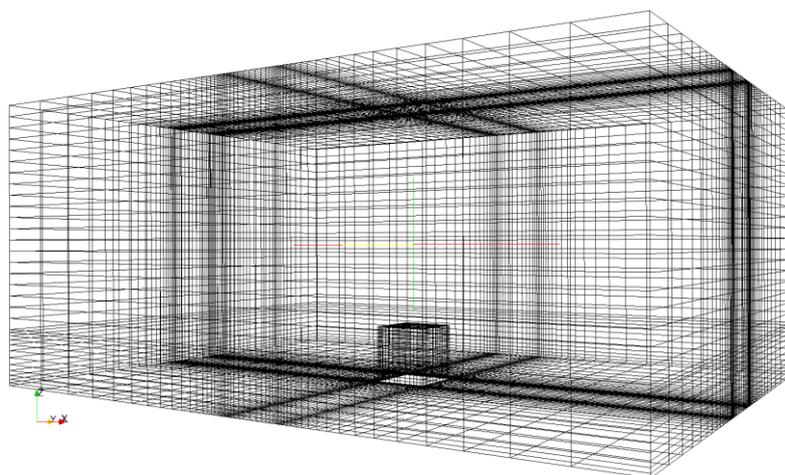


Figura 29. Malha computacional hexaédrica não uniforme e refinada nas proximidades do obstáculo

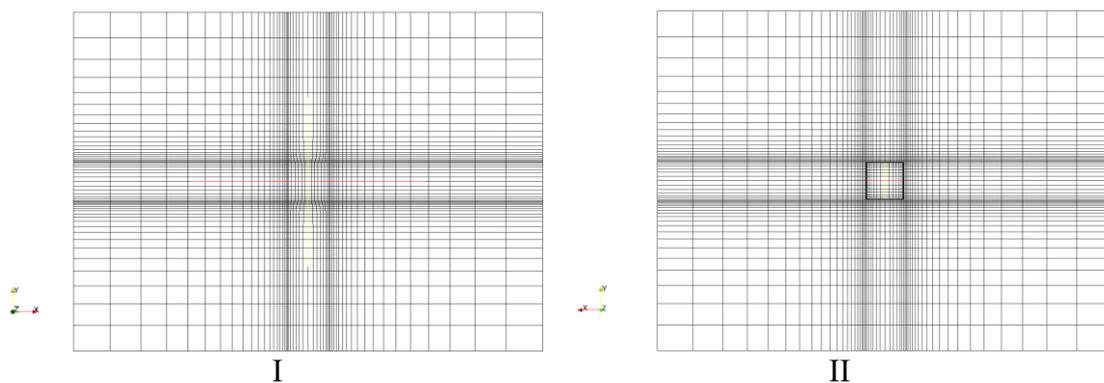


Figura 30. Domínio computacional discretizado: Vista Superior (I) e Vista Inferior (II)

A Figura 31 apresenta uma vista do domínio computacional discretizado com a representação do vetor de velocidades dos ventos e posicionamento do obstáculo cúbico.

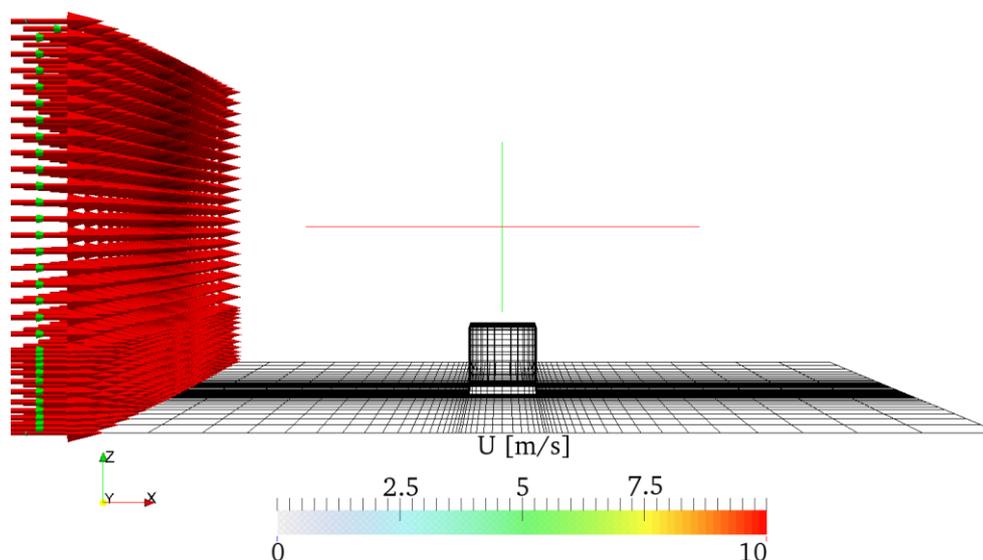


Figura 31. Representação da incidência de ventos com perfil plano de velocidade e posicionamento do obstáculo cúbico para o Cenário 1.

Nas fronteiras sólidas que delimitam o obstáculo e o solo é adotada a condição de não escorregamento, que considera velocidades nulas nestas fronteiras. Já a produção e a dissipação de energia cinética serão dadas conforme as funções de parede pertinentes ao modelo $\kappa - \epsilon$ de modo estimar as estruturas de escoamento nas fronteiras sólidas. Define-se também ao longo de todo domínio, que tanto a produção de energia cinética turbulenta como sua dissipação são constantes e iguais aos valores definidos na fronteira do domínio à barlavento do obstáculo. Por fim, a pressão inicial é considerada constante ao longo de todo o domínio ($P = 101300$ Pa), de acordo com a Figura 32. Nas demais regiões, é adotada uma condição de gradiente zero (ZHANG, et al., 1996).

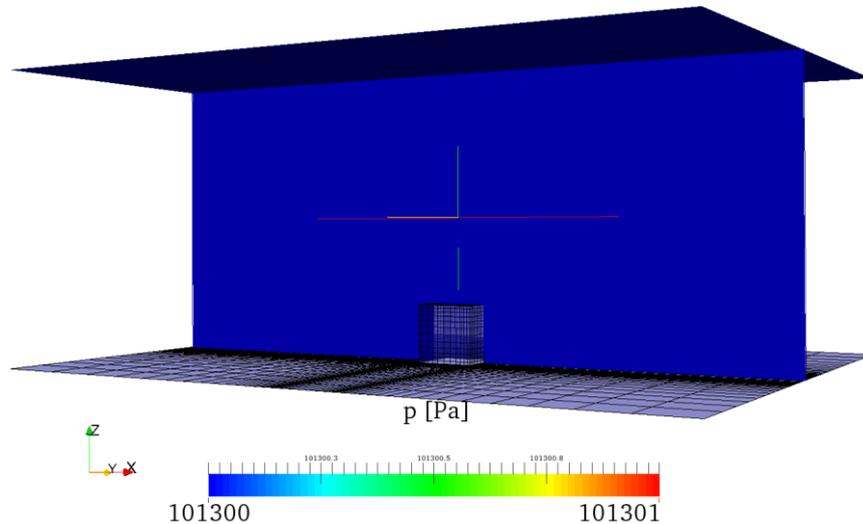


Figura 32. Condição de pressão no início da simulação adotada no Cenário 1.

Algumas partes do domínio merecem atenção dadas as peculiaridades do escoamento. Na posição de incidência de ventos, a produção de energia cinética turbulenta é dada pela Equação (129). Considerando que as flutuações de velocidade correspondem a 5% do valor principal (OpenFOAM Foundation, 2014), sua dissipação (ε) é dada pela Equação (124). Nas paredes do domínio, ou seja, o terreno e a sua edificação, a produção de energia cinética turbulenta (κ) será calculada conforme a Equação (137) e a condição de dissipação pelo modelo de ε segundo a Equação (138). Por fim, na saída do domínio, os valores de energia cinética assim como os de sua dissipação serão considerados como condição de gradiente zero (ZHANG, et al., 1996). As condições de contorno detalhadas são apresentadas na Tabela 10.

Tabela 10. Definição das condições de contorno para as grandezas simuladas.

Região Variável	Fronteira a barlavento	Fronteira à sotavento	Laterais	Atmosfera	Obstáculo	Solo
U [m/s]	10,000	zeroGradient	zeroGradient	zeroGradient	0,000	0,000
P [Pa]	zeroGradient	zeroGradient	zeroGradient	zeroGradient	0,000	0,000
κ [m ² /s ²]	0,375	zeroGradient	zeroGradient	zeroGradient	0,375	0,375
ε [m ² /s ³]	14,855	zeroGradient	zeroGradient	zeroGradient	14,855	14,855
v^t [m ² /s]	0,000	zeroGradient	zeroGradient	zeroGradient	0,000	0,000

4.5 Descrição do Cenário 2: Carreamento de uma pluma de Monóxido de Carbono proveniente de fonte pontual em campo aberto

Neste cenário uma fonte de CO será carregada por ventos estabelecidos em todo o domínio computacional com velocidade uniforme e constante de 10 m/s, conforme

representado na Figura 33– a. Neste cenário a fonte com 28212,5 mol de Monóxido de Carbono está a 363 K, posicionada a 17 m da região que seria ocupada pelo obstáculo, como representado na Figura 33 – b.

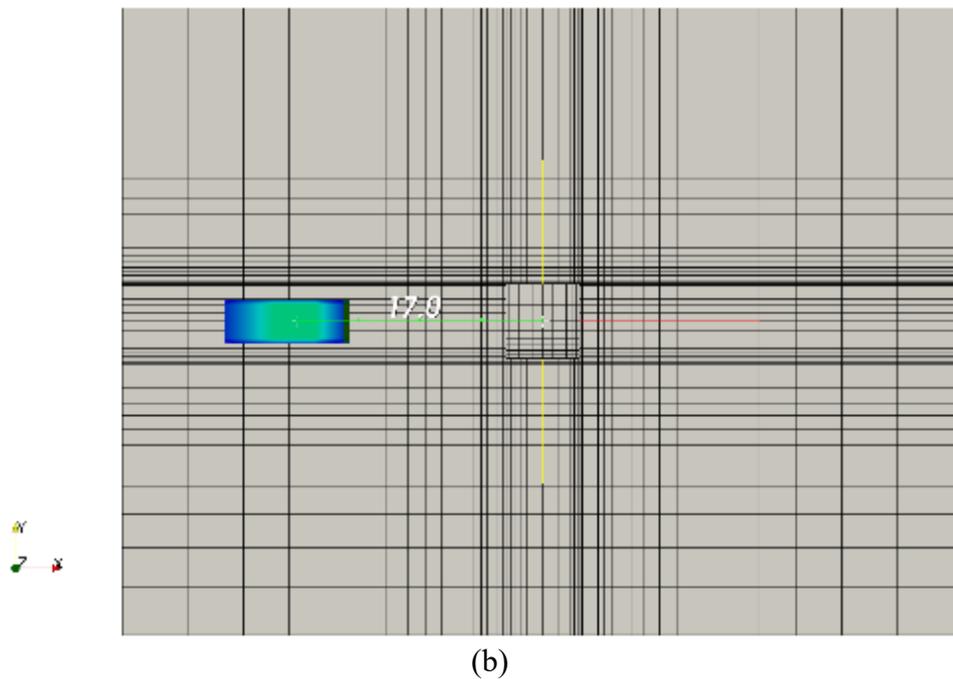
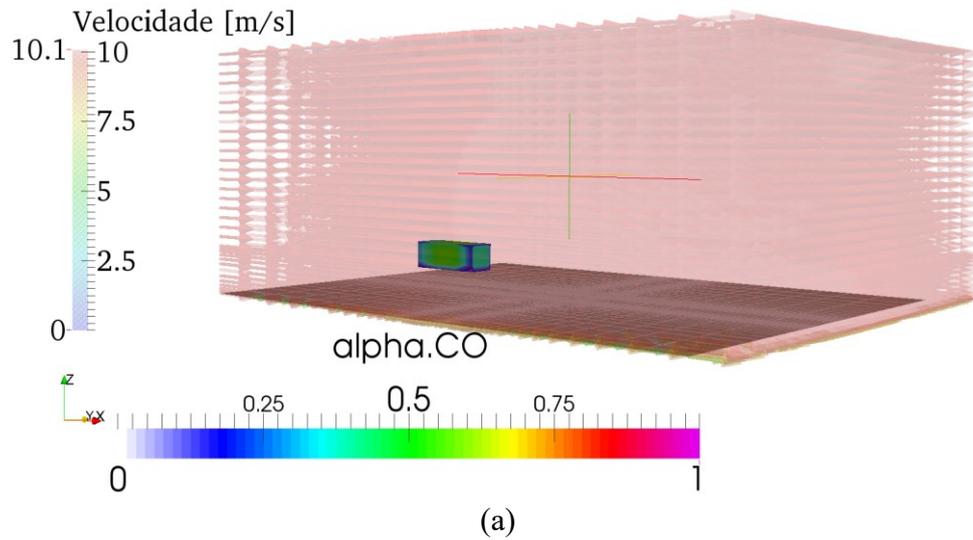


Figura 33. Condição inicial de carreamento de uma pluma de Monóxido de Carbono em campo aberto para padrões de velocidade do vento estabelecidos.

As condições de contorno adotadas na simulação são apresentadas na Tabela 11.

Tabela 11. Condições de contorno adotadas na simulação da dispersão de CO em campo aberto, Cenário 2.

Região Variável	Fronteira à barlavento	Fronteira à sotavento	Laterais	Atmosfera	Solo
U [m/s]	10,000	zeroGradient	zeroGradient	zeroGradient	0,000
P [Pa]	10,000	zeroGradient	zeroGradient	zeroGradient	0,000
T [K]	zeroGradient	zeroGradient	zeroGradient	zeroGradient	303,000
κ [m²/s²]	0,020	zeroGradient	zeroGradient	zeroGradient	0,436
ε [m²/s³]	0,836	zeroGradient	zeroGradient	zeroGradient	81,890
v^t [m²/s]	0,000	zeroGradient	zeroGradient	zeroGradient	0,000

Segundo DERUDI, et al., (2014), a comparação entre os perfis de dispersão de uma pluma de poluentes simulados em campo aberto com os simulados com a presença de obstáculos, pode ser indicativo da adequação do uso de Ferramentas de Fluidodinâmica Computacional para a simulação (CFD) na presença do obstáculo. Portanto, neste cenário serão obtidos os parâmetros do adimensional geométrico (R) descrito pelas Equações (88) – (90) e o valor do alcance da pluma no sentido do escoamento dos ventos (l_{of}) que será utilizado no cálculo da função de conformação geométrica (Δ) mostrado na Equação (91).

4.6 Descrição do Cenário 3: Carreamento de uma pluma de Monóxido de Carbono proveniente de fonte pontual com a presença de obstáculo

O Cenário 3 inclui duas etapas de simulação sequenciais, denominadas Etapa A e Etapa B. As características e o posicionamento da fonte de Monóxido de Carbono neste cenário são as mesmas do Cenário 2. As configurações geométricas, por sua vez, incluem a presença de um obstáculo cúbico com dimensões 5 (m) x 5 (m) x 5 (m).

Na Etapa A, simula-se o carreamento de uma fonte de Monóxido de Carbono perturbando-se, a partir do barlavento do obstáculo, uma atmosfera em repouso ($\mathbf{U} = 0$) com ventos a velocidade constante de 10 m/s durante 40 segundos (Figura 34 – Etapa A). A Etapa B inicia-se com condições estabelecidas ao final da Etapa A. O carreamento de uma fonte de CO, lançada a 17 m do obstáculo (Figura 35), foi simulado com uma condição de ventos estabelecidos e com uma concentração de *background*.

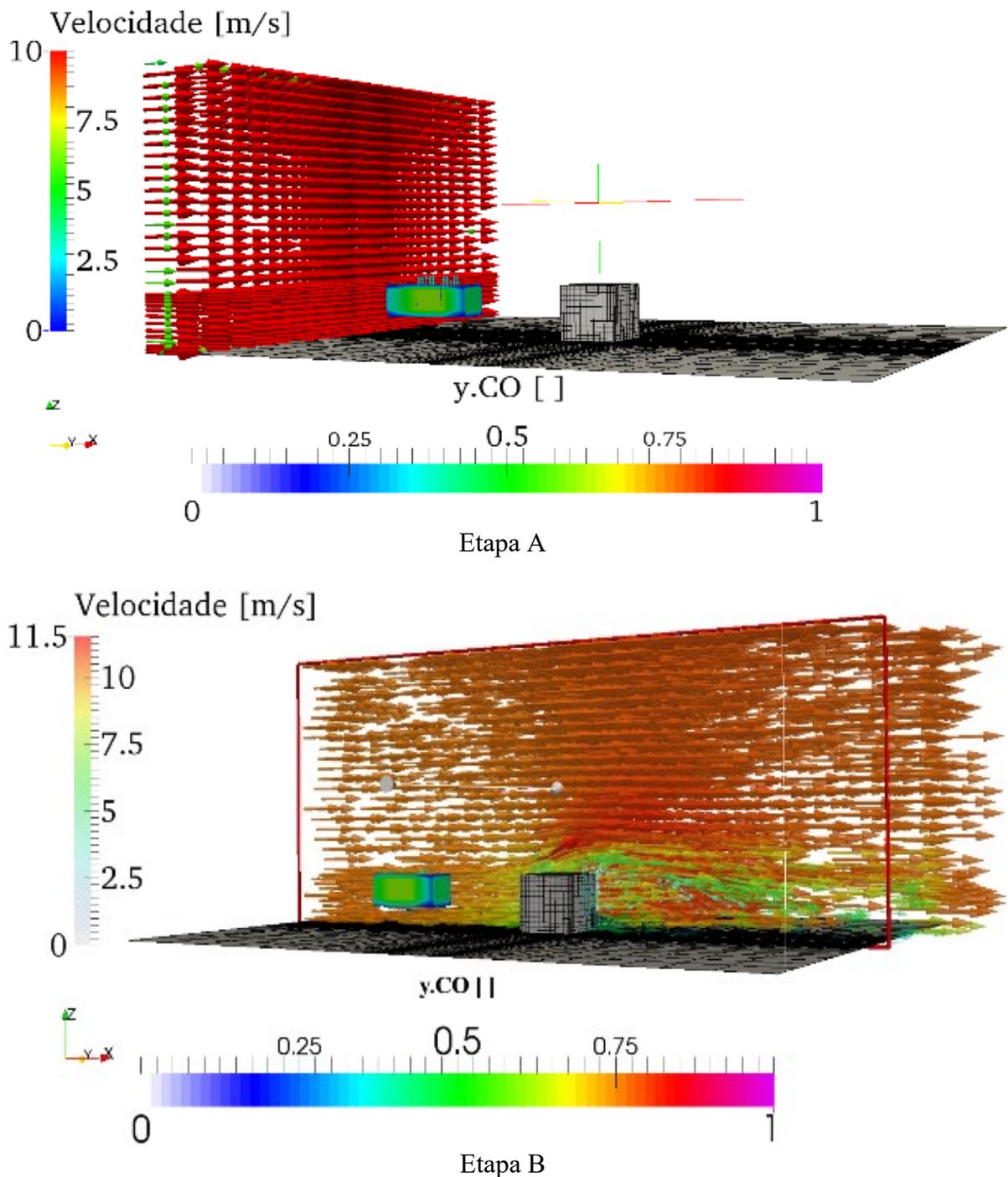


Figura 34. Condições iniciais de simulação do carreamento de uma fonte de poluentes em atmosfera em repouso (Etapa A) e do carreamento da mesma sob ventos já estabelecidos (Etapa B).

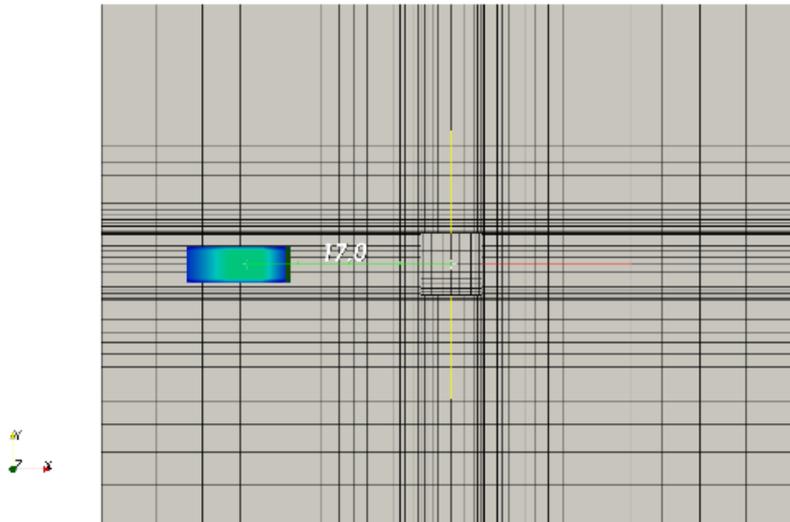


Figura 35. Posicionamento da fonte de Monóxido de Carbono em relação ao ambiente simulado

No cenário descrito na próxima seção serão simulados o carregamento de cargas de Monóxido de Carbono provenientes de descargas de automóveis lançadas de modo intermitente, dispostas segundo a conformação de enfileiramento de veículos.

Confirmados os padrões de escoamento do ar ao entorno do obstáculo (cenário1), a escolha entre a abordagem por CFD ou por modelos integrais, assim também como as ferramentas de simulação (cenários 2 e 3), foi possível idealizar um contexto que seja condizente condições reais de emissão de contaminantes, como é o caso do carregamento de monóxido de carbono emitido pelo escapamento de automóveis, assim como será detalhadamente descrito adiante.

4.7 Descrição do Cenário 4: Lançamento de uma fonte de Monóxido de Carbono proveniente de descargas automotivas

A estimativa da carga de poluentes emitida pelos veículos parados em fila, pode ser feita utilizando o conceito de zona de mistura inicial aliado ao dimensionamento da fila de veículos. Pelo que será exposto, a fonte de poluentes ocupará uma região com altura ($SGZI$), largura (W_{mix}) e comprimento do *link* de fila ($l^{(link)}$), mantidas as mesmas propriedades que tinha ao ser emitida.

A fração de Monóxido de Carbono (CO) na atmosfera contida no domínio dimensionado pela zona de mistura é calculada pela Equação (141) em função das variáveis de

tráfego (TV e $RAVG$) e das variáveis de dispersibilidade ($SGZI$, W_{mix} e $l^{(link)}$). Os demais parâmetros são a temperatura de emissão (T) e a constante dos gases ideais (R).

$$y_{CO} = \frac{TV EF_{CO}^{(idle)} RAVG R T}{M_{CO} SGZI W_{mix} l^{(link)} p_{atm}} \quad (141)$$

A região circundante adotada como referência corresponde ao comprimento de 150 metros à jusante e 150 metros à montante do cruzamento entre as avenidas João Naves de Ávila e João Pinheiro.

Em termos do tráfego, nota-se a presença de semáforos cujos tempos são ajustados conforme a necessidade de fluidez. Isso acarreta a geração de filas formadas com origem nas faixas de contenção de veículos que antecedem as faixas de pedestres, de acordo com a Figura 24. A Av. João Naves de Ávila (JN) tem 4 faixas de circulação e a Av. João Pinheiro (JP) tem 3 faixas.

O conceito de formação de filas durante o ciclo de sinal vermelho nas avenidas João Naves (JN) e João Pinheiro (JP) foi utilizado para estimativa dos parâmetros de tráfego necessários para o cálculo da carga de monóxido de carbono emitida pelos veículos em fila (FERNANDES, et al., 2013).

4.7.1 Dimensionamento das filas de automóveis utilizando o *software* CAL3QHC

O modo como os veículos estão em operação influencia a quantidade de combustível dispendido e, por consequência, a emissividade de contaminantes. Veículos em movimento apresentam desgaste, gasto de combustível e emissividade de gases distintos dos veículos parados, assim como transigir de uma condição a outra determina padrões distintos nas características citadas.

A comutação dessas condições é dependente dos parâmetros de tráfego de uma via, ou seja, de sua capacidade e dos ciclos de seus semáforos. Inicialmente, de modo qualitativo, uma via pode ser classificada como de fluxo livre ou formadora de filas (USEPA, 1995).

Os links de fluxo livre são definidos como segmentos retilíneos de uma via, cuja largura, volume de tráfego, velocidade de deslocamento de veículos e fatores de emissividade são constantes (Figura 36).

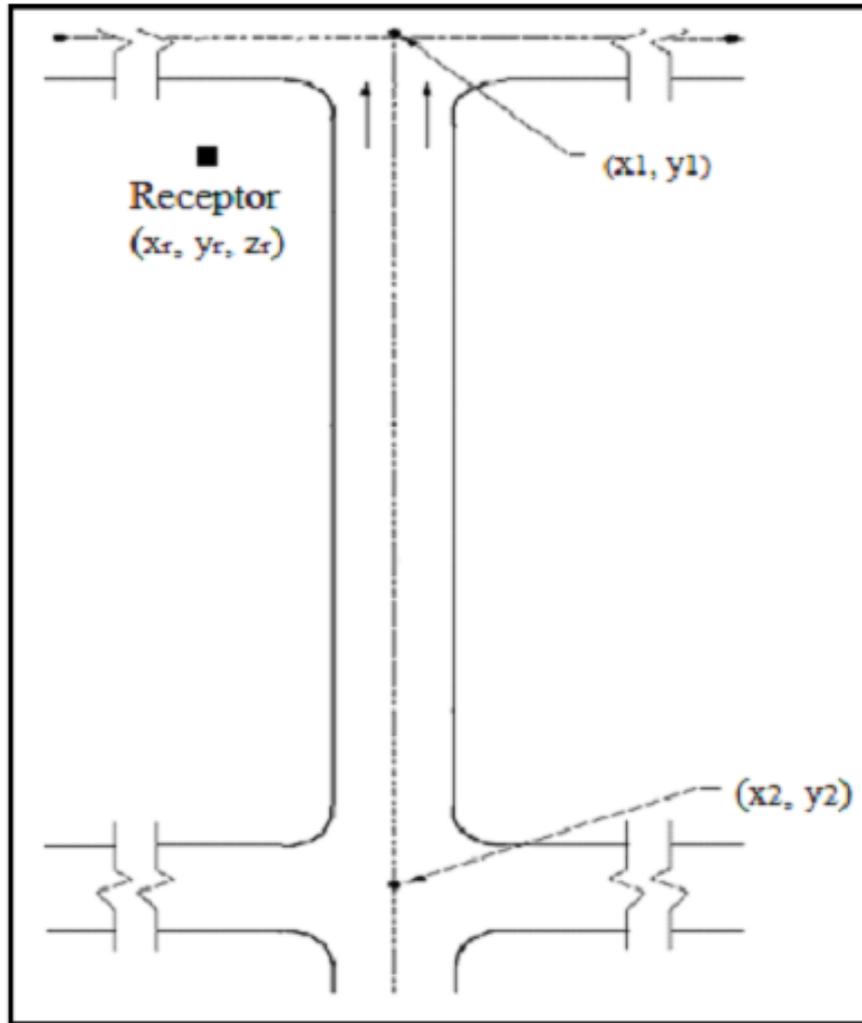


Figura 36. Link de fluxo livre (USEPA, 1995)

Vê-se na Figura 36 que a especificação de um *link* é feita por meio de dois pares ordenados, (x_1, y_1) e (x_2, y_2) que representam o início e o fim do mesmo, respectivamente.

Os *links* de fila também são definidos tais como os de fluxo livre, porém, parâmetros como emissividade e volume de tráfego apresentarão valores diferenciados. A especificação também será feita tal como nos *links* de fluxo livre, entretanto, o ponto de partida (x_1, y_1) é posicionado sobre a faixa de retenção de veículos e o “ponto final” (x_2, y_2) pode ser definido de modo arbitrário, visto que esse apenas serve como indicativo da direção de formação da fila (Figura 37).

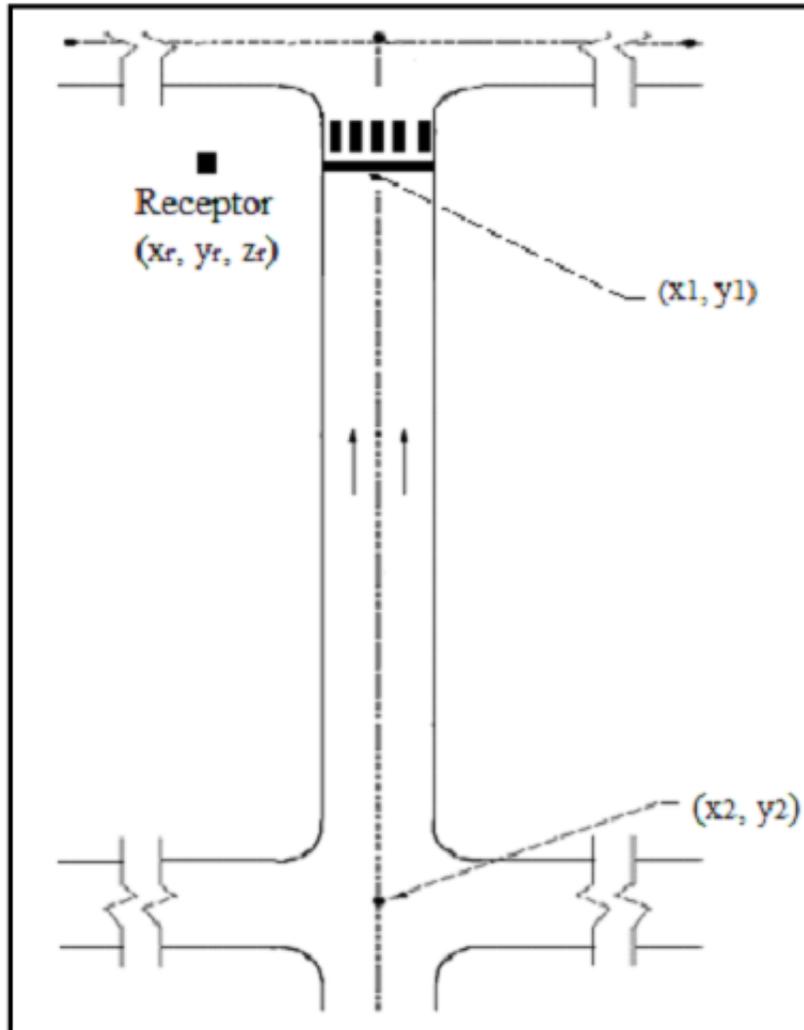


Figura 37. Link de fila (USEPA, 1995).

Posteriormente essas coordenadas finais serão definidas com base no comprimento do mesmo (USEPA, 1995).

Dito isso, necessita-se atenção especial a condições de formação e posterior dispersão de filas, para tanto, o modelo CAL3QHC o faz segundo um algoritmo capaz de prever o comportamento veicular de acordo com variáveis que denotem essas condições.

- Volume de tráfego por *link*, *IV*;
- Tempo do ciclo do sinal, *CAVG*;
- Tempo de sinal vermelho, *RAVG*;
- Tempo de reação ao sinal verde, *YFAC*;
- Taxa de fluxo de saturação, *SFR*;
- Tipo de chegada do pelotão de veículos (pior, ou mais favorável), *AT*.

A capacidade de interseção de uma faixa de aproximação é determinada atribuindo-se um tempo de sinal verde a sua taxa de fluxo de saturação, sendo essa definida como a maior

quantidade veículos que podem passar pela intersecção assumindo que a faixa de aproximação tenha 100% do tempo em sinal verde. O algoritmo programado na ferramenta CAL3QHC define $SFR = 1600 \frac{\text{veículos}}{\text{hora}}$ como condição padrão para representar uma intersecção de vias urbanas (USEPA, 1995). O tempo de sinal verde ($GAVG$) é calculado subtraindo do tempo total do ciclo do sinal ($CAVG$), o atraso de *start up* $K_1 = 2s$, o tempo de reação ao sinal ($YFAC$), assim como mostrado na Equação (142).

$$GAVG = CAVG - K_1 - RAVG - YFAC \quad (142)$$

A capacidade de aproximação de veículos na intersecção é função do tempo de sinal verde ($GAVG$) e do fluxo de saturação (SFR), conforme a Equação (143).

$$AC = \frac{GAVG}{CAVG} SFR \quad (143)$$

Define-se, a partir da razão entre a capacidade de tráfego e o volume de tráfego observado num intervalo de tempo, que os *links* de fila podem estar em condições saturadas ou próximas dela ($\frac{IV}{AC} = 1$), subsaturadas ($\frac{IV}{AC} < 1$) ou sobressaturadas ($\frac{IV}{AC} > 1$).

Em condições saturadas ou próximas da saturação, veículos que venham a chegar ao *link* ainda durante a fase verde do sinal experimentarão algum atraso e, portanto, se juntarão à fila. Na Figura 38 ilustra-se uma condição em que as taxas de saída ($\dot{P}(t)$) e chegada ($\dot{A}(t)$) de veículos por faixa de transito sejam constantes.

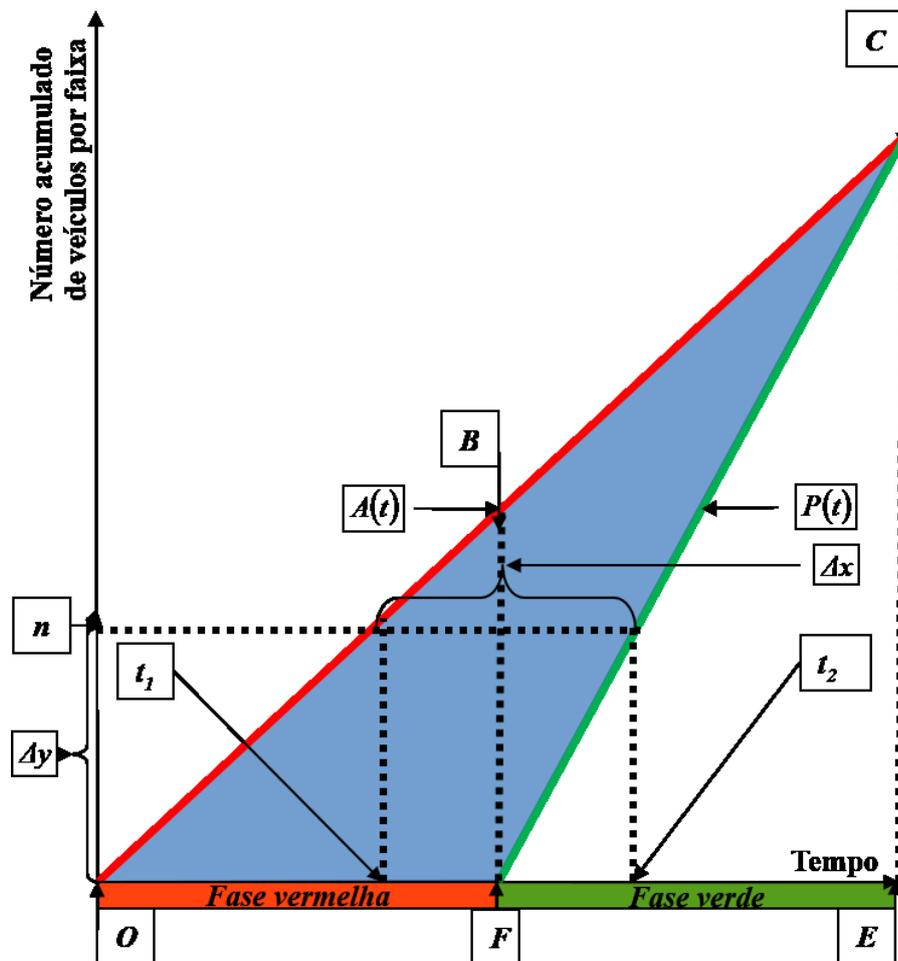


Figura 38. Condições de fila e atraso para uma interseção sinalizada próxima da condição de saturação (USEPA, 1995).

A distância no eixo vertical (Δy), entre as curvas de saída e chegada de veículos, representa a quantidade de veículos enfileirados no tempo (t). Já a distância no eixo horizontal ($\Delta x = t_2 - t_1$) representa o atraso que o n ésimo veículo da fila experimentará ao chegar no tempo t_1 . A área do triângulo formado pelo segmento \overline{OF} e as curvas de saída e chegada de veículos e representam o atraso total por ciclo de sinal, em cada faixa de aproximação da via.

Em condições de subsaturação, emprega-se a metodologia de Webster para se calcular inicialmente o número de veículos por faixa de trânsito (Nu) que será função da taxa de chegada de veículos ($\dot{A}(t)$), do tempo de sinal vermelho ($RAVG$) e do atraso médio de aproximação (D) de acordo com a Equação (144).

$$\overline{FB} = Nu = \max(\dot{A}(t) D, \dot{A}(t) RAVG) \quad (144)$$

O atraso médio de aproximação (D) é função do atraso parado experimentado pelo último veículo na fila até arrancar (d), de um fator de progressão (PF) e de um fator que converta o atraso parado até o atraso de aproximação (FC), conforme a Equação (145).

$$D = d PF FC \quad (145)$$

O atraso médio de tempo parado é definido considerando uma chegada aleatória e calculado segundo a Equação (146).

$$d = 0,38CAVG \frac{\left(1 - \frac{GAVG}{CAVG}\right)^2}{1 - \frac{IV GAVG}{AC CAVG}} + 173 \left(\frac{IV}{AC}\right)^2 \left[\frac{IV}{AC} - 1 + \sqrt{\left(\frac{IV}{AC} - 1\right)^2 + 16 \frac{IV}{AC^2}} \right] \quad (146)$$

Na condição de sobressaturação, a dispersão da fila será calculada admitindo-se a existência de duas componentes (N_1 e N_2) que representam a flutuação normal da fila durante a condição de saturação e a adição de veículos à fila devido a condição de sobressaturação, respectivamente, tal como mostrado na Figura 39.

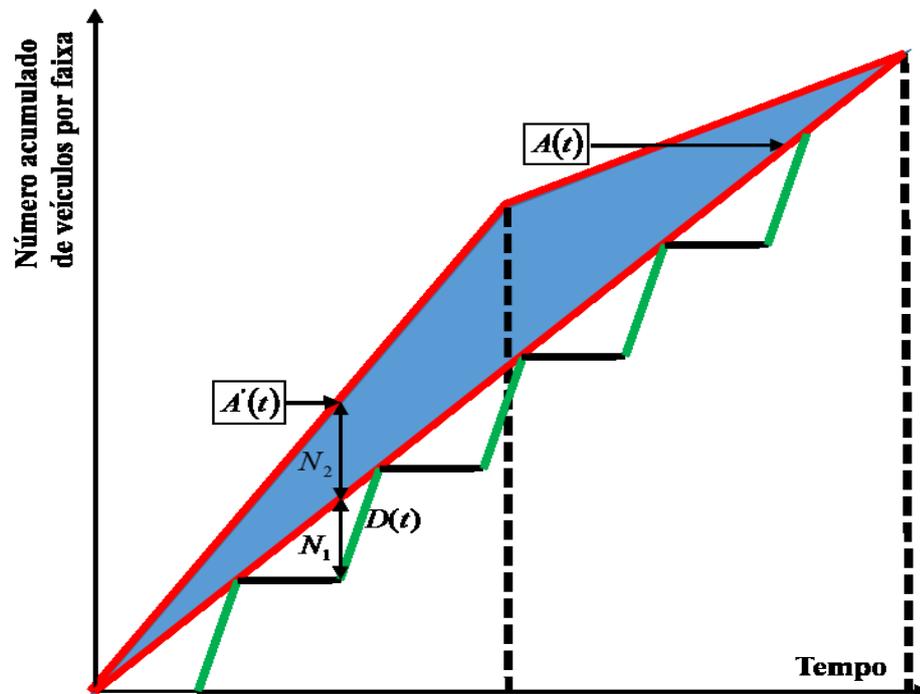


Figura 39. Link de fila sobressaturado (USEPA, 1995).

A taxa chegada de veículos terá também duas curvas, uma para a condição de sobressaturação ($A'(t)$) e a outra para condição de saturação ($A(t)$), tal como já definido e mostrado na Figura 38. O cálculo da componente de flutuação da fila ao início da fase verde, definida segundo a Equação (147) é feito pela Equação (143), já descrita.

$$N_1 \equiv \dot{A}(t) - \dot{P}(t) \quad (147)$$

Por sua vez, o cálculo da componente de adição de veículos à fila devido a condição de sobressaturação do *link* é feito por meio da Equação (148).

$$N_2 = \frac{1}{2} [\dot{A}'(t) - \dot{A}(t)] \quad (148)$$

Ao início da fase verde o número médio de veículos por faixa de trânsito (N_0) é calculado conforme a Equação (149).

$$N_0 = N_1 + N_2 \quad (149)$$

O cálculo do comprimento da fila de veículos será obtido utilizando a medida de 6m por veículo. Caso o cálculo de predição de uma fila forneça valores que impliquem continuação da mesma até a próxima intersecção é recomendável que se ajuste o fim do bloco modelado por meio de novos pontos finais (x_2, y_2) (USEPA, 1995).

4.7.2 Cálculo da Zona de Mistura Inicial por meio de Modelos de Tempo de Residência

De modo a entender o comportamento da pluma emitida pelos veículos parados ou em movimento o modelo de dispersibilidade CALINE 4 (BENSON, et al., 1984), acoplado ao modelo CAL3QHC, prediz o comportamento dos poluentes emitidos considerando uma região de mistura inicial para os mesmos. Essa região está definida sobre a via de trânsito, compreendendo as faixas de tráfego mais uma adição 3m de cada lado da faixa, conforme a Figura 40.

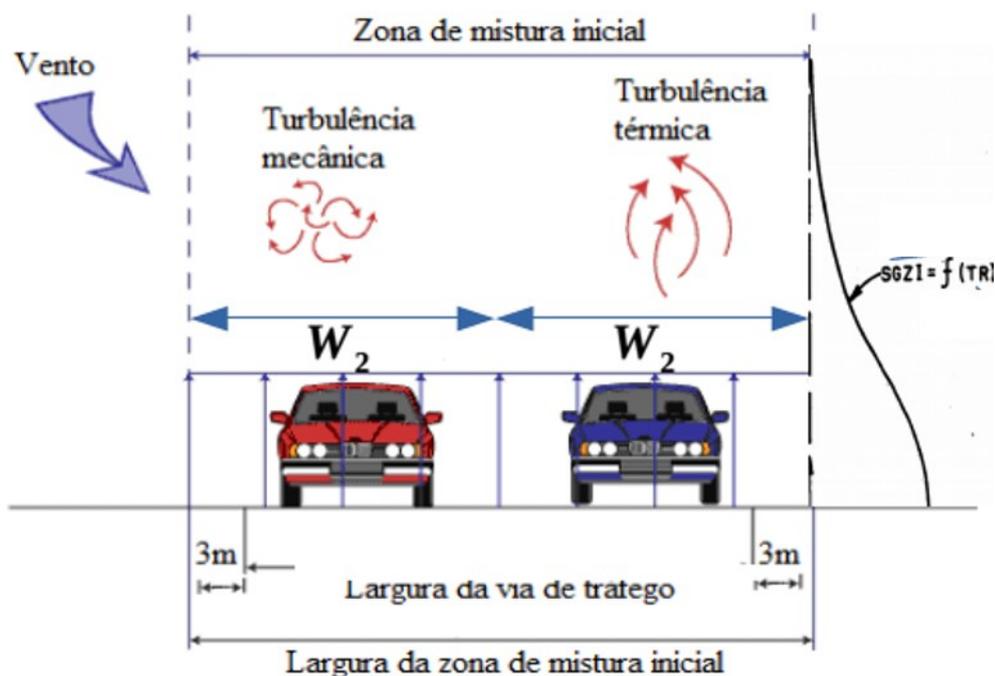


Figura 40. Zona de mistura inicial de poluentes (FERNANDES, et al., 2013).

Dentro da zona de mistura inicial tanto a turbulência mecânica advinda do movimento dos veículos quanto a térmica, advinda da temperatura das emissões são dominadas por mecanismos de dispersivos. As emissões de veículos tendem a ser rapidamente dispersas dentro de uma esteira de fuga (caminho preferencial), entre os veículos. Além disso, essa condição ocorre devido a ação da turbulência gerada por outros veículos. Essa condição é tratada de modo peculiar ao mecanismo dito passivo, observado para o restante do processo dispersivo sendo denominada de zona de dispersibilidade inicial (*SGZI*), cuja extensão vertical é dada pela Equação (150).

$$SGZI = 1,5 + \frac{TR}{10} \quad (150)$$

No espaço onde se encontram veículos existe uma região denominada *Finite Line Source* (FLS) onde a vazão de emissões veiculares é constante, sendo posicionada sempre perpendicularmente à direção dos ventos. A determinação do tempo de residência (*TR*) leva em conta isso. Os *links*, tais como concebidos pela ferramenta CAL3QHC, são divididos numa série de elementos contendo uma FLS por elemento, assim como mostrado na Figura 41.

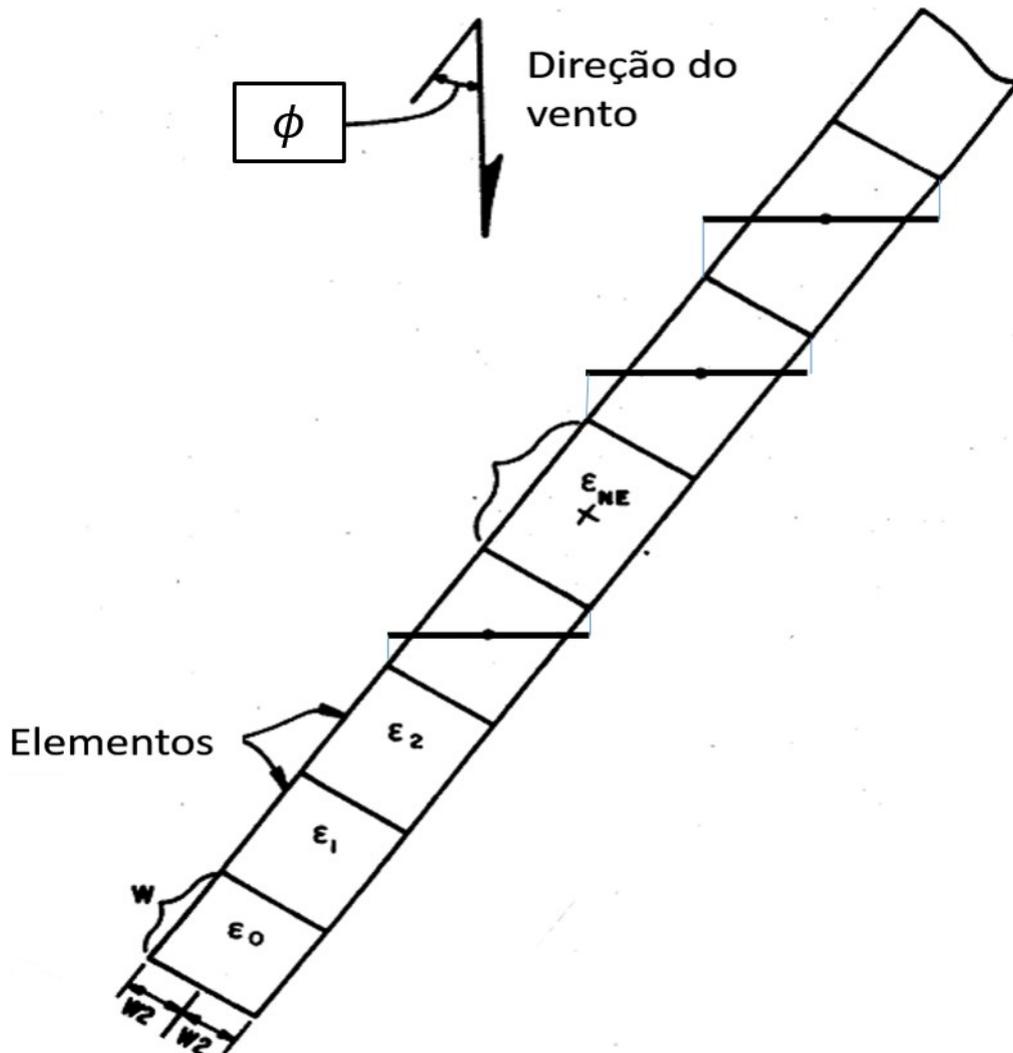


Figura 41. Formação dos elementos nos *links* (BENSON, et al., 1984).

O centro da FLS coincide sempre com o centro geométrico de cada elemento, o primeiro desses elementos é considerado como um quadrado de dimensões iguais às da largura (W) do *link*. Os demais elementos (ϵ) serão construídos conforme a Equação (151).

$$\epsilon = W \text{BASE}^{NE} \quad (151)$$

Sendo que:

- $\epsilon \rightarrow$ O comprimento do elemento
- $\text{BASE} \rightarrow$ Fator de crescimento
- $NE \rightarrow$ Número do elemento

O fator de crescimento é função do ângulo (ϕ), dado em graus, que o *link* faz com o vento, obtido de acordo com a Equação (152).

$$BASE = 1,1 + \frac{\phi^3}{2,5 \times 10^5} \quad (152)$$

Dito isso, o tempo de residência (TR) é calculado em função da angulação entre o *link* e a direção do vento e a metade largura da via de tráfego (W_2), contemplando dois casos tais como mostrados na Equação (153).

$$TR = \begin{cases} \frac{W_2}{U \sin\left(\frac{\pi}{4}\right)}, & \phi < \frac{\pi}{4} \\ \frac{W_2}{U \sin(\phi)}, & \phi \geq \frac{\pi}{4} \end{cases} \quad (153)$$

Tanto a primeira quanto a segunda condição na Equação (153) determinam o posicionamento da zona de mistura (W_{mix}) conforme ilustrado na Figura 42. Nela se mostra um elemento de *link* e o posicionamento da FLS perpendicular à W_{mix} .

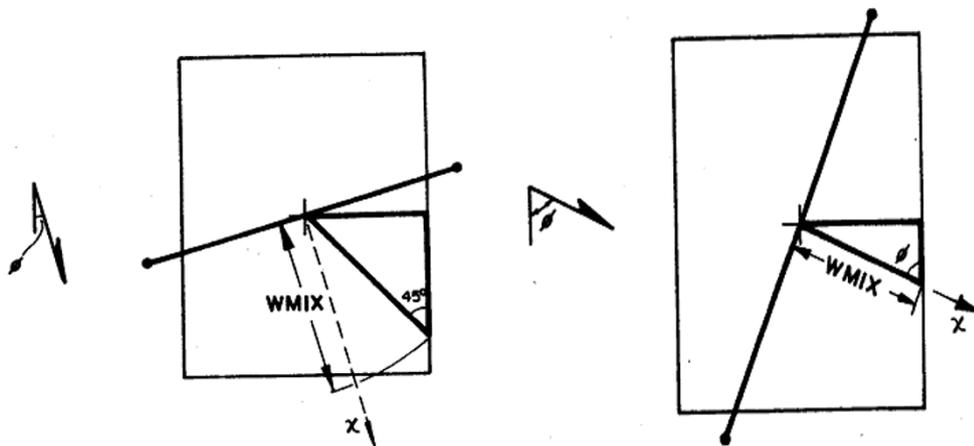


Figura 42. Posicionamento da zona de mistura. À esquerda para $\phi < \pi/4$ e à direita para $\phi \geq \pi/4$ (BENSON, et al., 1984).

A largura da zona de mistura é, portanto, calculada em função do ângulo (ϕ) que o vento faz com o link, conforme a Equação (154).

$$W_{mix} = \begin{cases} \frac{W_2}{\sin\left(\frac{\pi}{4}\right)}, & \phi < \frac{\pi}{4} \\ \frac{W_2}{\sin(\phi)}, & \phi \geq \frac{\pi}{4} \end{cases} \quad (154)$$

Neste trabalho serão objeto de estudo os links FJN1, FJN2 e FJN3, cujos parâmetros são as dimensões das vias (largura e comprimento), fluxo de veículos/hora, tempo de sinal de vermelho (RAVG), taxa de saturação (SFR) e Demanda definida como a razão entre a capacidade da via e o fluxo de veículos, apresentados na Tabela 12.

Tabela 12. Parâmetros de tráfego na região de estudo utilizados no algoritmo de formação de filas (FERNANDES, et al., 2013).

<i>Links</i>	Largura (W_{mix}) [m]	Comprimento [m]	Fluxo (veículos/h)	RAVG [s]	SFR [veículos/h]	Demanda
FJN1	10,0	41	988	73	1600	0,74
FJN2	9,5	37	572	76	1600	0,72
FJN3	8,0	58	791	73	1600	0,89

As características da frota de veículos automotores da cidade de Uberlândia no ano de 2012 definidas com base nos dados da SENATRAN e considerados o tipo de combustível, a idade da frota e a contribuição de veículos *flex* obtidas por (FERNANDES, et al., 2013) podem ser consideradas equivalentes às características da frota na região central da cidade de Maringá descritas em (LIMA, et al., 2010).

A fração de Monóxido de Carbono nas fontes emissoras considerada nestes estudos é da ordem de 1×10^{-2} lançado, a partir delas, à temperatura 363 K, correspondendo a saída do escapamento de veículos (MARTINS, et al., 2006). Para fins de comparação, nas emissões industriais de mais alta concentração a ordem de grandeza é de 10000 ppm. A Tabela 13 apresenta os valores dos parâmetros utilizados nos cálculos da fração de Monóxido de Carbono (y_{CO}) no lançamento.

Tabela 13. Configuração da carga de Monóxido de Carbono nos links, conforme a Equação (141).

<i>yar</i>	<i>yco</i>	V_{co} [mL]	m_{co} [g]	V_{total} [m³]	SGZI [m]	<i>Links</i>
0,991	0,009	1,577	1805,103	183,748	1,537	FJN1
0,993	0,007	0,950	1088,008	157,341	1,535	FJN2
0,993	0,007	1,262	1445,179	206,950	1,530	FJN3
Total		3,79E+006	4338,290			

As simulações do cenário 4 consideram que o tempo de exposição ao Monóxido de Carbono é decorrente dos tempos impostos pelos semáforos. Este cenário considera dois

lançamentos sucessivos de Monóxido de Carbono: o primeiro lançamento ocorre com a atmosfera em repouso e o segundo após decorridos 73 segundos do primeiro lançamento.

Portanto, essa dissertação considera efeitos de exposições em curto prazo, o que justifica o tempo de simulação, em ambas as etapas, correspondente ao tempo de sinal vermelho.

Os *links* FJN1, FJN2 e FJN3 foram dimensionados geometricamente segundo os dados da Tabela 12 contendo carga de Monóxido de Carbono segundo os valores de fração mostrados na Tabela 13 (y_{CO}), de acordo com a Figura 43.

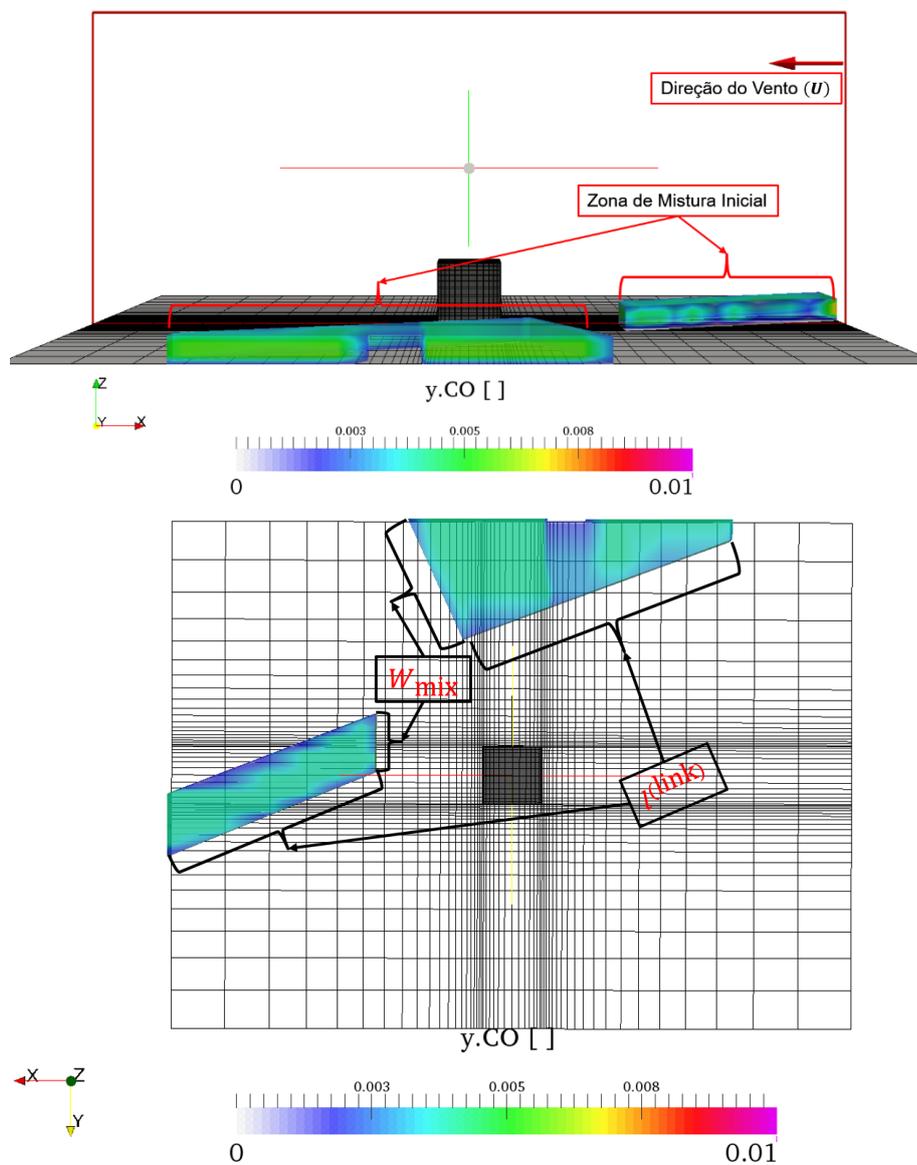


Figura 43. Distribuição das cargas de CO na zona de mistura inicial dimensionadas conforme dados da Tabela 12 e Tabela 13 para o cenário 4.

A Figura 44 apresenta o perfil de velocidades dos ventos, o posicionamento das fontes de monóxido de carbono na zona de mistura inicial e suas respectivas concentrações adotadas como condições iniciais na simulação do primeiro lançamento.

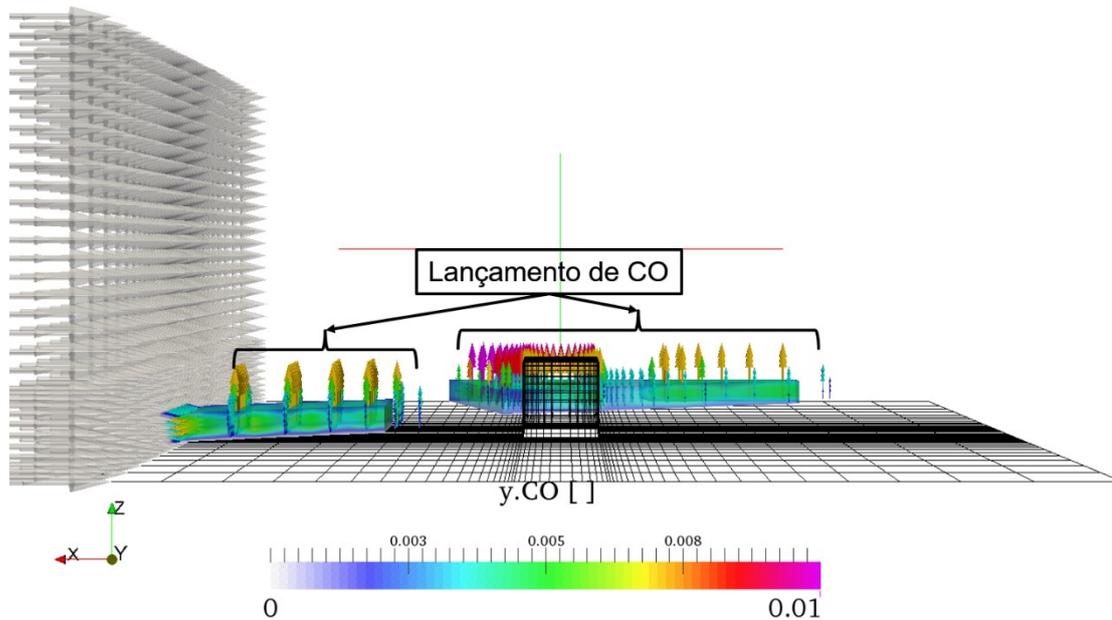


Figura 44. Condição inicial de lançamento para uma atmosfera em repouso para o Cenário 4.

Os padrões estabelecidos ao término do primeiro lançamento definem a condição inicial do segundo lançamento, para as mesmas configurações das filas, como mostrado na Figura 45.

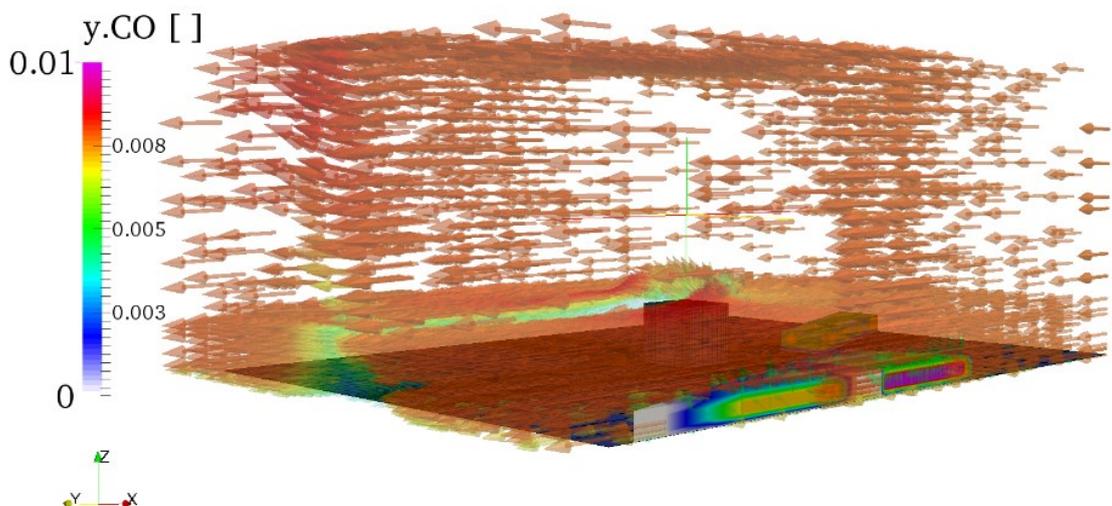


Figura 45. Condição inicial de lançamento para perfis de ventos estabelecidos (Etapa B) para o Cenário 4.

O efeito da velocidade dos ventos sobre os padrões de escoamento e as características da dispersão é analisado para valores de 2,34 m/s, 4 m/s e 15 m/s.

O capítulo a seguir apresenta os resultados obtidos para cada um dos cenários apresentados e discute suas características e peculiaridades.

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

A partir das simulações realizadas para os Cenários 1, 2, 3 e 4, descritos conforme o capítulo anterior, os resultados acompanhados das respectivas análises de hidrodinâmica e de estratificação serão apresentados nos itens que se seguem.

5.1 Padrões de Escoamento ao redor de obstáculos cúbicos sem a presença de Monóxido de Carbono

A Figura 46 apresenta o campo de velocidades decorridos 40 segundos da movimentação do ar.

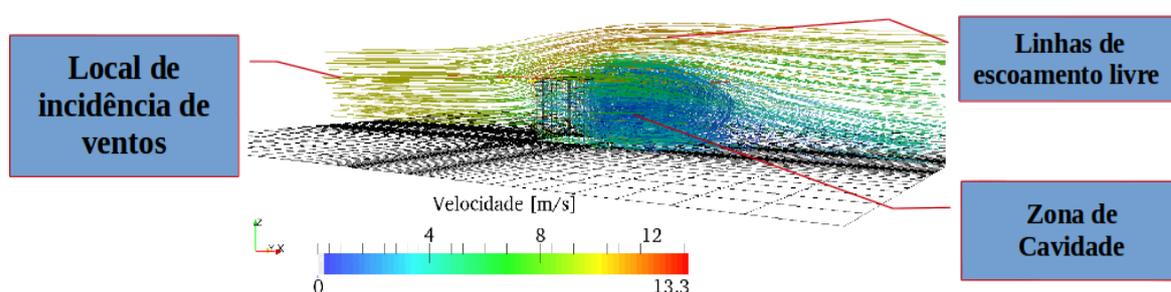


Figura 46. Perfis de escoamento do ar ao entorno do obstáculo cúbico para o Cenário 1

Nota-se a formação de estruturas tais como a zona de recirculação (HOSKER, 1979) após o obstáculo mostrada por uma coloração azul em toda a sua extensão. A zona de recirculação caracteriza-se por baixas velocidades, visto que o obstáculo freia o vento. Parte do fluido em contato com o teto e com as laterais do mesmo é freada, isso é transmitido às demais moléculas próximas que também sofrem redução de velocidade perdendo energia cinética, fazendo-as descenderem. Entretanto, as porções do fluido mais distantes do obstáculo circulam com maior velocidade (linhas de escoamento livre) e, portanto, com maior energia cinética e empurram a parte do fluido nas imediações do obstáculo contra o mesmo gerando o efeito de vorticidade.

Na Figura 47 mostra-se um campo vetorial com o perfil vertical do escoamento, ao longo de um plano central ao obstáculo.

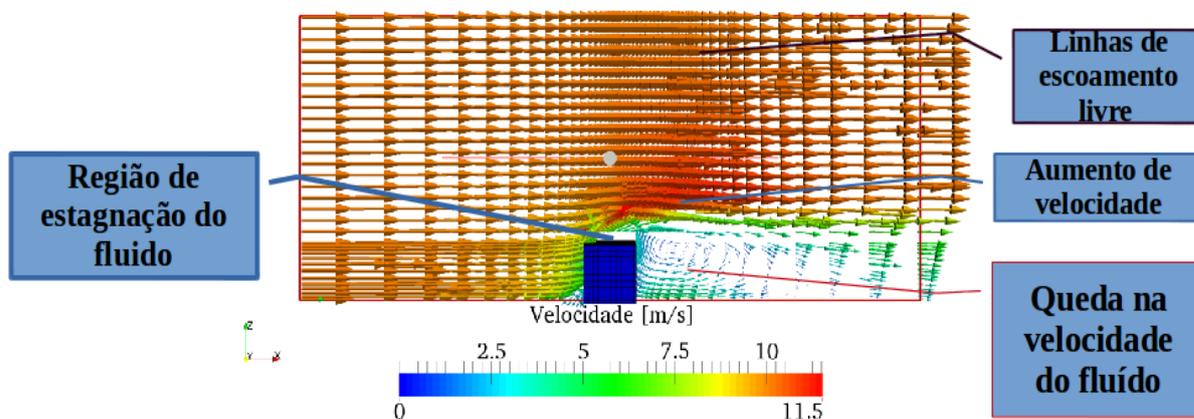


Figura 47. Campo vetorial vertical de velocidades do ar para o Cenário 1.

Na região colorida por azul, a sotavento do obstáculo, observa-se que a partir de um ponto o escoamento passa a se dar novamente na direção inicial. Esse ponto, chamado de recolação, define a máxima extensão da zona de cavidade, tal como evidenciado em detalhes pela Figura 48.

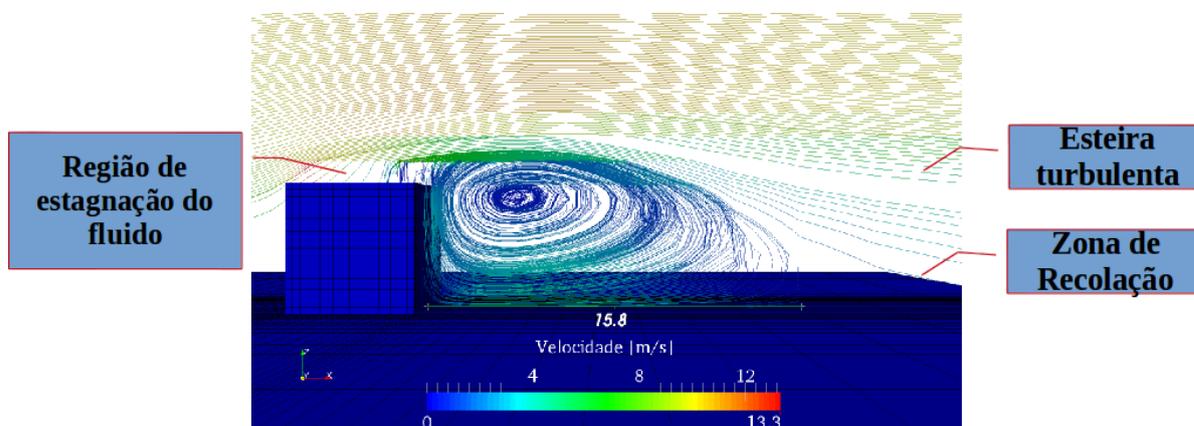


Figura 48. Fluxo de ar ao redor do obstáculo para o Cenário 1

Analisando-se ainda os perfis da Figura 48, verifica-se pontos de estagnação no topo do edifício. Essa linha define regiões aonde o fluxo tende a se dar no sentido oposto ao fluxo principal observado, o que é também explicado pelo efeito cisalhante entre o fluido e o topo do prédio. Depois do ponto de recolação, à altura da edificação, a região que transige entre a coloração vermelha e azul é denominada de esteira turbulenta, nela os efeitos provenientes de obstáculos ou de irregularidades no terreno deixam de existir. Por fim, tal como evidenciado nas gradações da legenda da Figura 46 e Figura 47 é possível verificar que o escoamento se

acelera depois do obstáculo, isso é explicado devido à queda de pressão observada nas regiões próximas ao obstáculo (Figura 49).

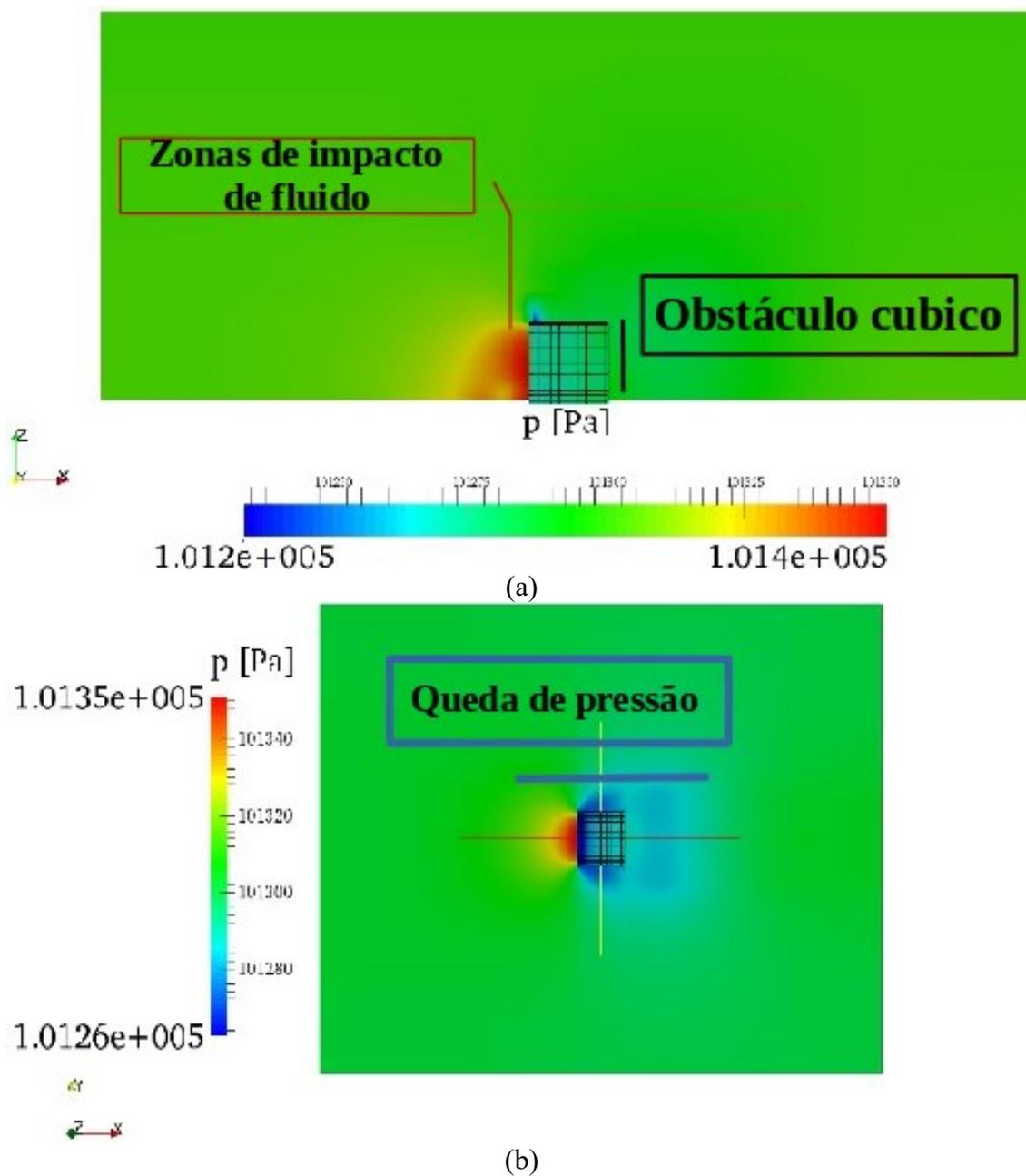


Figura 49. Distribuição do campo de pressão vertical (a) e horizontal (b), após 40 s de simulação para o Cenário 1.

Na parede perpendicular ao escoamento, à barlavento da edificação, uma zona com maior pressão se forma devido às tensões decorrentes do escoamento que se dá perpendicular à parede, em função do choque do fluido (Figura 49 – a), por outro lado, a sotavento a pressão decresce assim como mostrado pela coloração azul (Figura 49 – b).

5.1.1 Estudo do efeito de malha computacional

Os resultados anteriores foram gerados numa malha computacional com cerca de 85000 células hexaédricas (Figura 29). Isso garante um bom grau de detalhamento dos resultados, o que, entretanto, é conseguido com maior esforço computacional. Uma malha com cerca de um quarto desse valor (Figura 50) também foi utilizada com as mesmas condições iniciais que a do caso descrito na seção prévia.

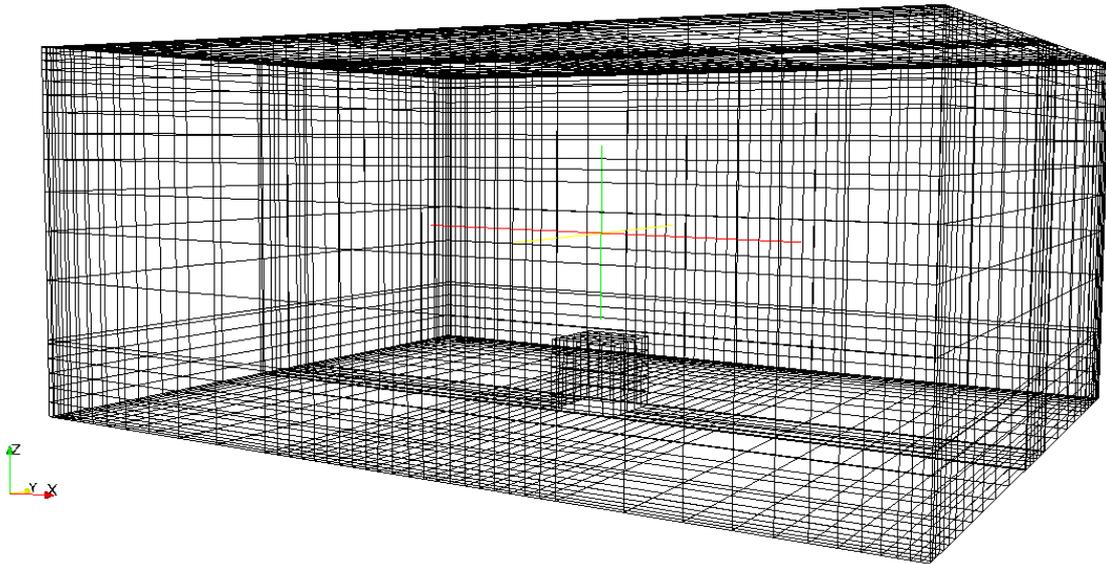


Figura 50. Malha computacional com cerca de 24000 células aplicada na simulação do Cenário 1.

Assim como na malha com maior número de células (Figura 29), um maior refinamento foi adotado nas vizinhanças da edificação, de acordo com o mostrado na Figura 51.

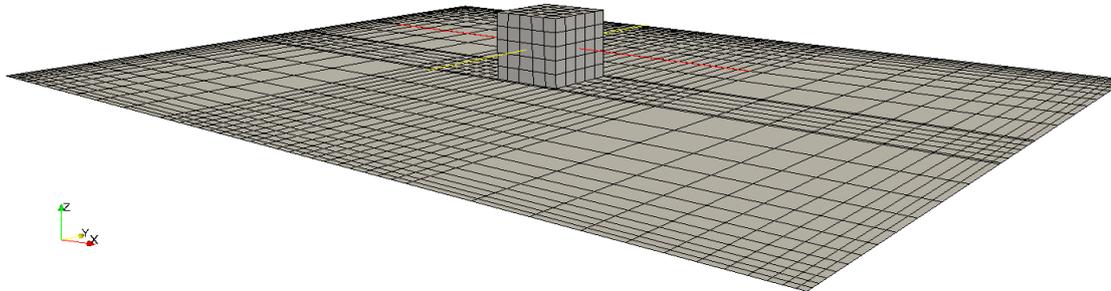


Figura 51. Refinamento da malha ao entorno do obstáculo cúbico aplicada na simulação do Cenário 1.

A diferença na resolução dos resultados é clara podendo ser evidenciado na Figura 52, que mostra a zona de cavidade, à sotavento da edificação, para a malha refinada (84000) e para a malha grosseira (24000).

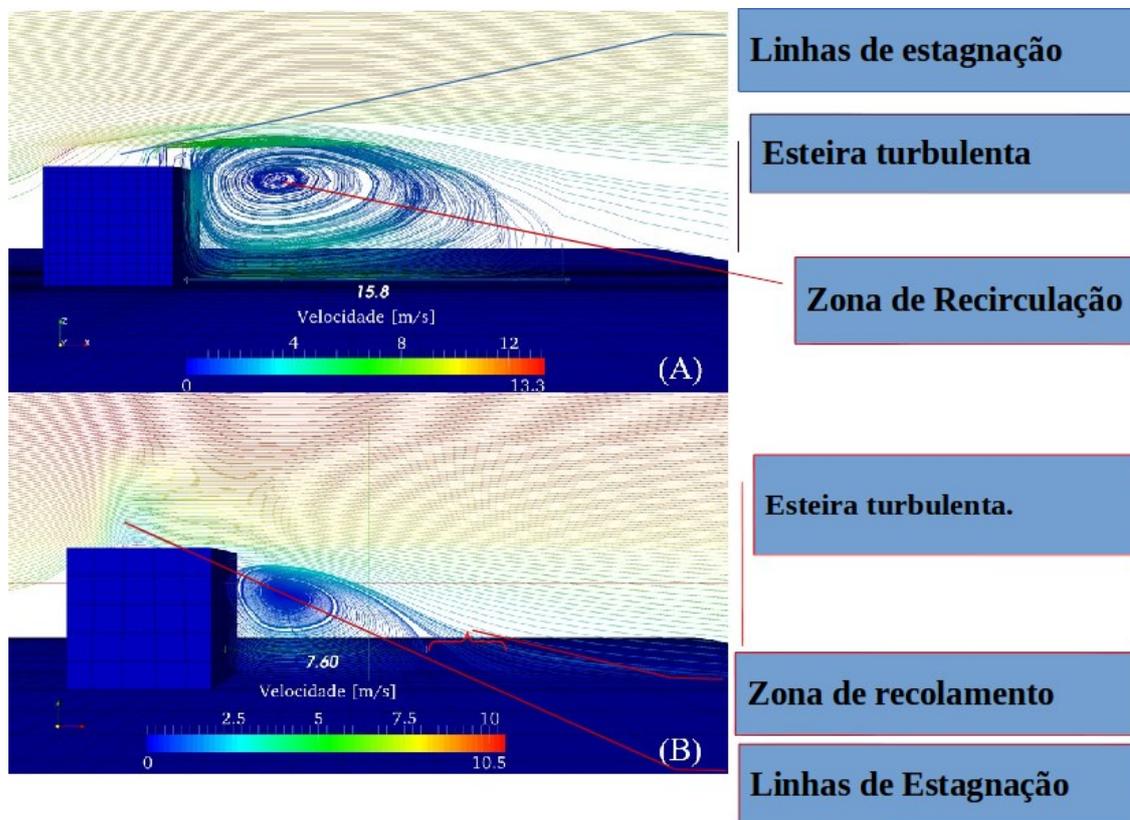


Figura 52. Comparação entre a resolução das linhas de fluxo sobre ao redor do obstáculo cúbico

Vê-se que o maior detalhamento das linhas fluxo e de sua conformação geométrica (Figura 52 – A) onde é possível identificar a esteira turbulenta, na transição entre as cores verde e alaranjado, de modo contrário na Figura 52 – B, a região de esteira turbulenta se mostra pouco pronunciada e as linhas de estagnação visíveis na Figura 52 – A já não o são mais, de modo que o que se observa é uma deformidade no escoamento na parte superior do teto.

Ambas as simulações foram realizadas num computador Intel® Core™ i7 4510U, os resultados apresentados com a malha grosseira (Figura 52 – B) foram conseguidos com 28min à menos, quando comparados aos resultados na malha refinada (Figura 52 – A). Dado o grau de detalhamento dos resultados das simulações realizadas com malha mais refinada, o tempo médio de duração de cada simulação que é 1 dia, a pouca diferença de tempo justifica o uso nas simulações seguintes da malha computacional de 84000 células computacionais (Figura 29).

5.2 Carreamento de uma pluma de Monóxido de Carbono proveniente de fonte pontual em campo aberto

A Figura 53 mostra o alcance da pluma de Monóxido de Carbono quando a mesma atinge a máxima dispersibilidade horizontal sem a presença de um obstáculo.

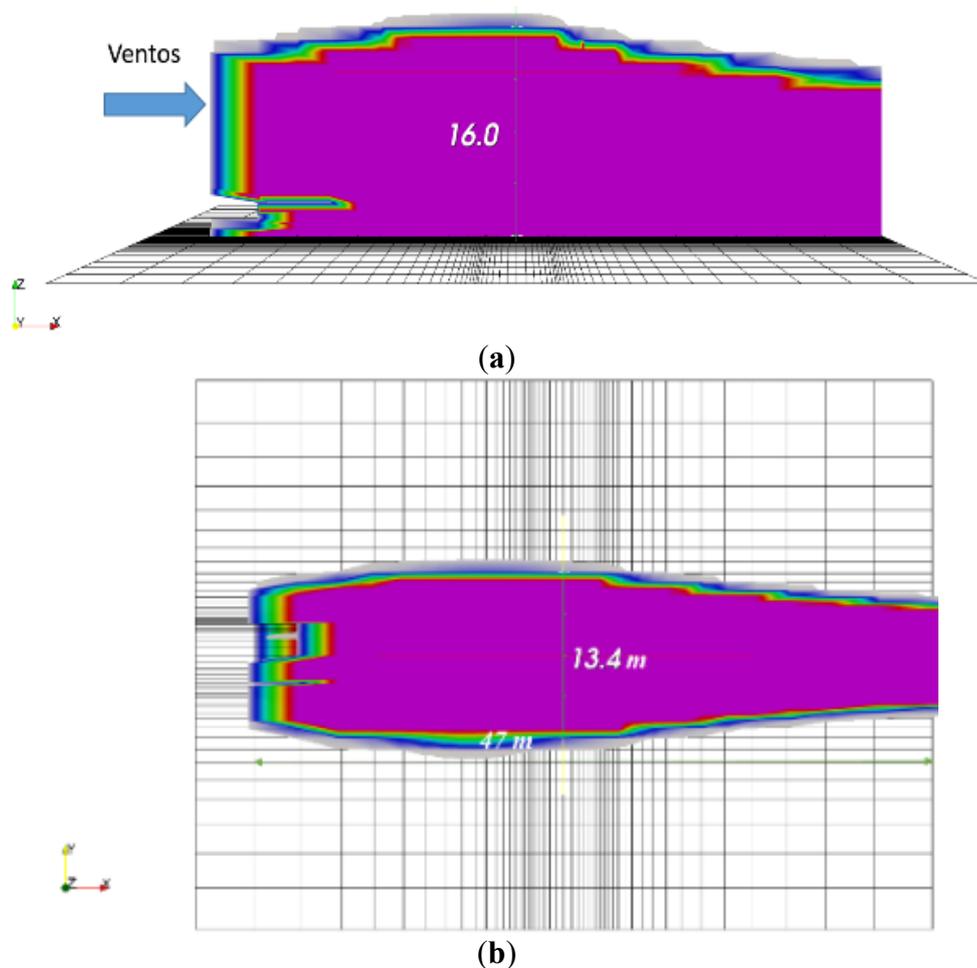


Figura 53. Distância vertical máxima atingida pelo poluente (a) e sua máxima dispersibilidade horizontal (b)

Como todo o domínio possui 60 m na direção x e a fonte localiza-se a 13 m da borda esquerda (b), a pluma, ao atingir sua maior dispersibilidade horizontal ($W_{\text{clid}} = 13,4 \text{ m}$), perfaz todo o caminho entre o ponto de lançamento e o fim do domínio computacional ($l_{\text{of}} = 47 \text{ m}$) no tempo de 2,3 s.

Na seção seguinte mostram-se os resultados da simulação do carregamento da mesma fonte de CO submetida à um obstáculo. Os perfis obtidos serão analisados de modo que a partir deles, se obtenham os demais parâmetros para avaliação da necessidade e conveniência do emprego da ferramenta computacional escolhida.

5.3 Carreamento de uma pluma de Monóxido de Carbono proveniente de fonte pontual com a presença de obstáculo

a) *Etapa A*

Mesmo tendo difusividade elevada no ar, a concentração de CO dentro da zona de cavidade permanece praticamente constante dado a separação da mistura fluida e sua posterior característica recirculante nessa região, tal como evidenciado na Figura 54.

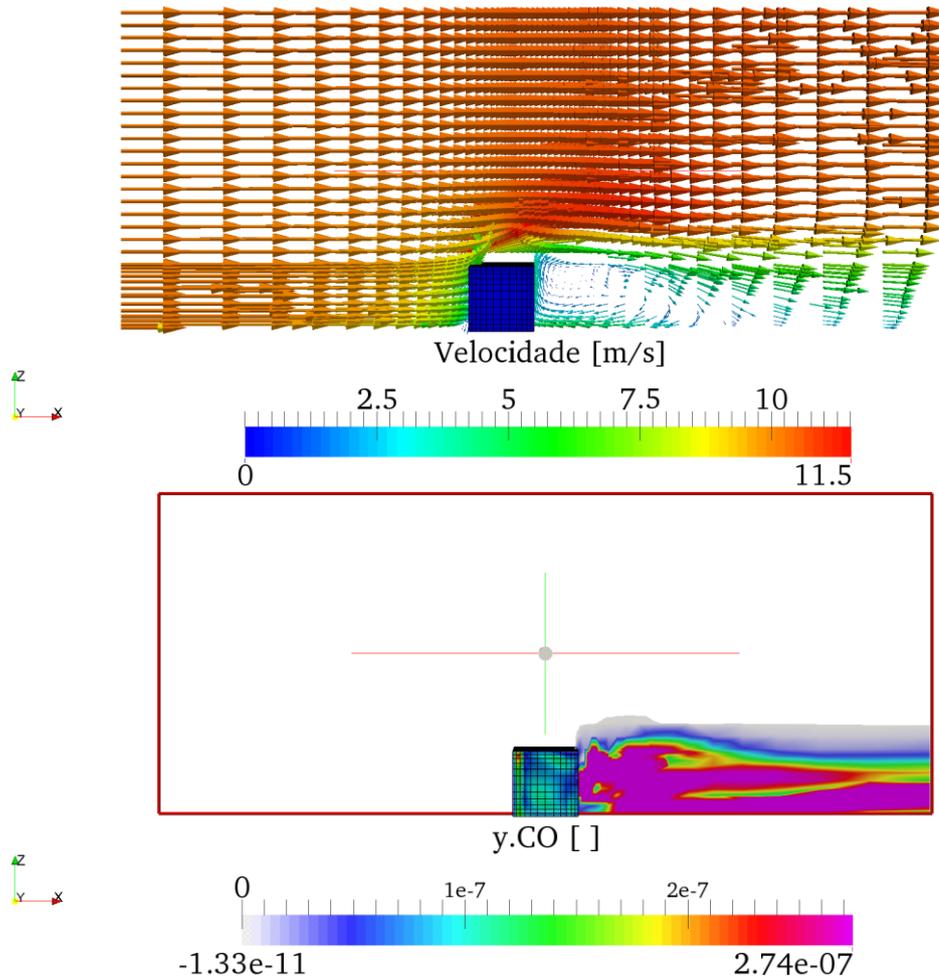


Figura 54. Campo de velocidades e perfil Vertical de dispersão de Monóxido de Carbono no Cenário 2.

Após o obstáculo verifica-se que a pluma se dispersa por até 30 m à sotavento do obstáculo com concentração quase constante, porem já bastante diluída pelo ar. Durante o processo dispersivo boa parte do gás poluente se elevou para atmosfera graças a sua densidade que é ligeiramente maior e sua temperatura de lançamento que também era maior, o que favorece ainda mais a dispersão por forças convectivas.

Horizontalmente, verifica-se pouca dispersibilidade do CO, tal como evidenciado pela Figura 55.

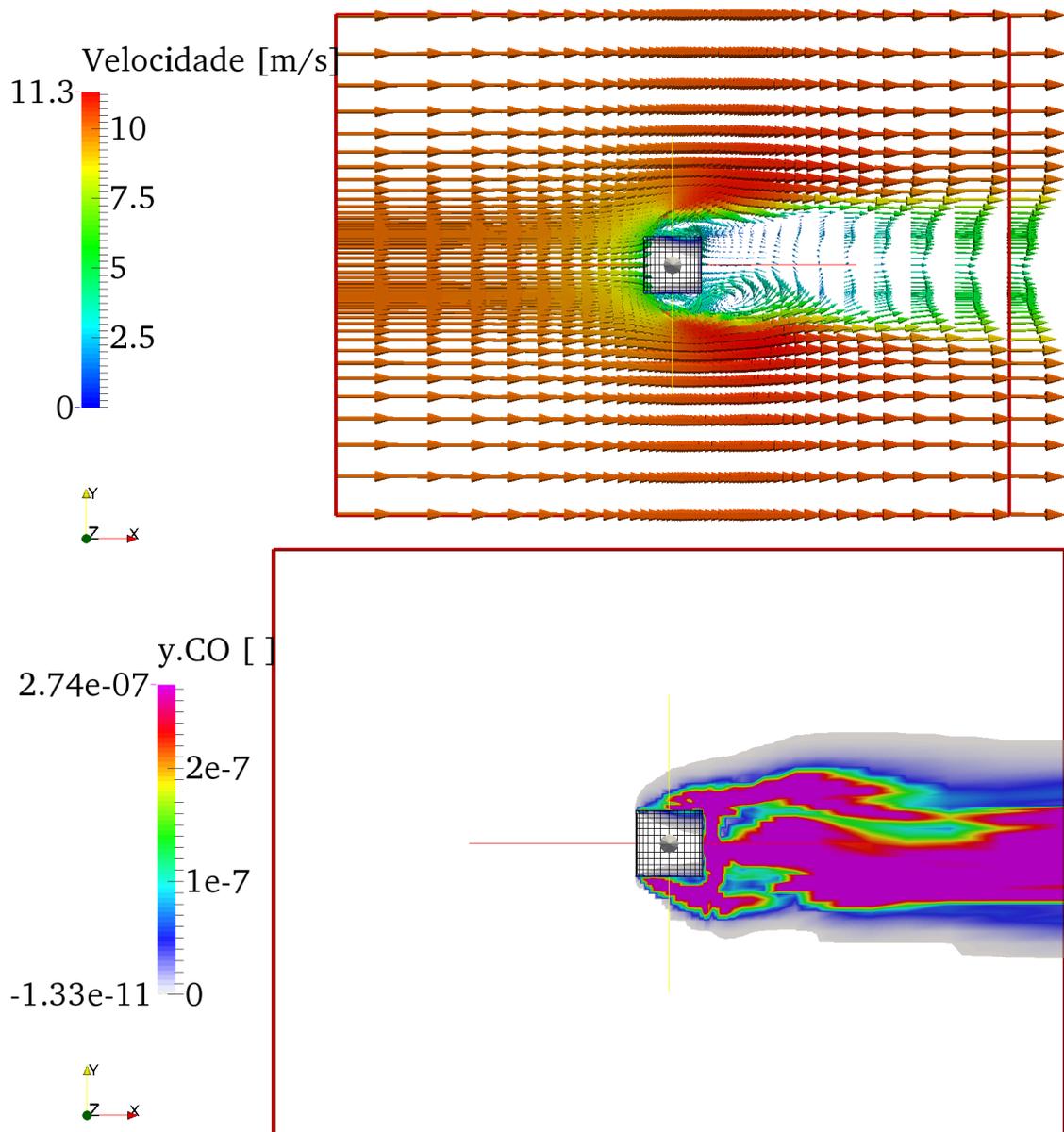


Figura 55. Dispersibilidade horizontal do Monóxido de Carbono no Cenário 2.

O perfil pode ser explicado pela velocidade incidente do vento carreamento, que era de 36 km/h, na direção x. Isso faz com que as forças de arraste sejam maiores nessa direção e o poluente tenha maior quantidade de momento nessa direção em detrimento das outras duas. Verifica-se ainda que os poluentes dispersos em torno do obstáculo (coloração vermelha), tendem a ser reintroduzidos na zona de cavidade devido aos pequenos vórtices formados pelo escoamento na lateral da edificação (Figura 55).

Os perfis de temperatura e pressão se mostraram quase invariantes, no decorrer do escoamento (Figura 56), sugerindo que uma simulação considerando a incompressibilidades

dos fluidos pode ser realizada e seus resultados serão representativos dos respectivos perfis reais.

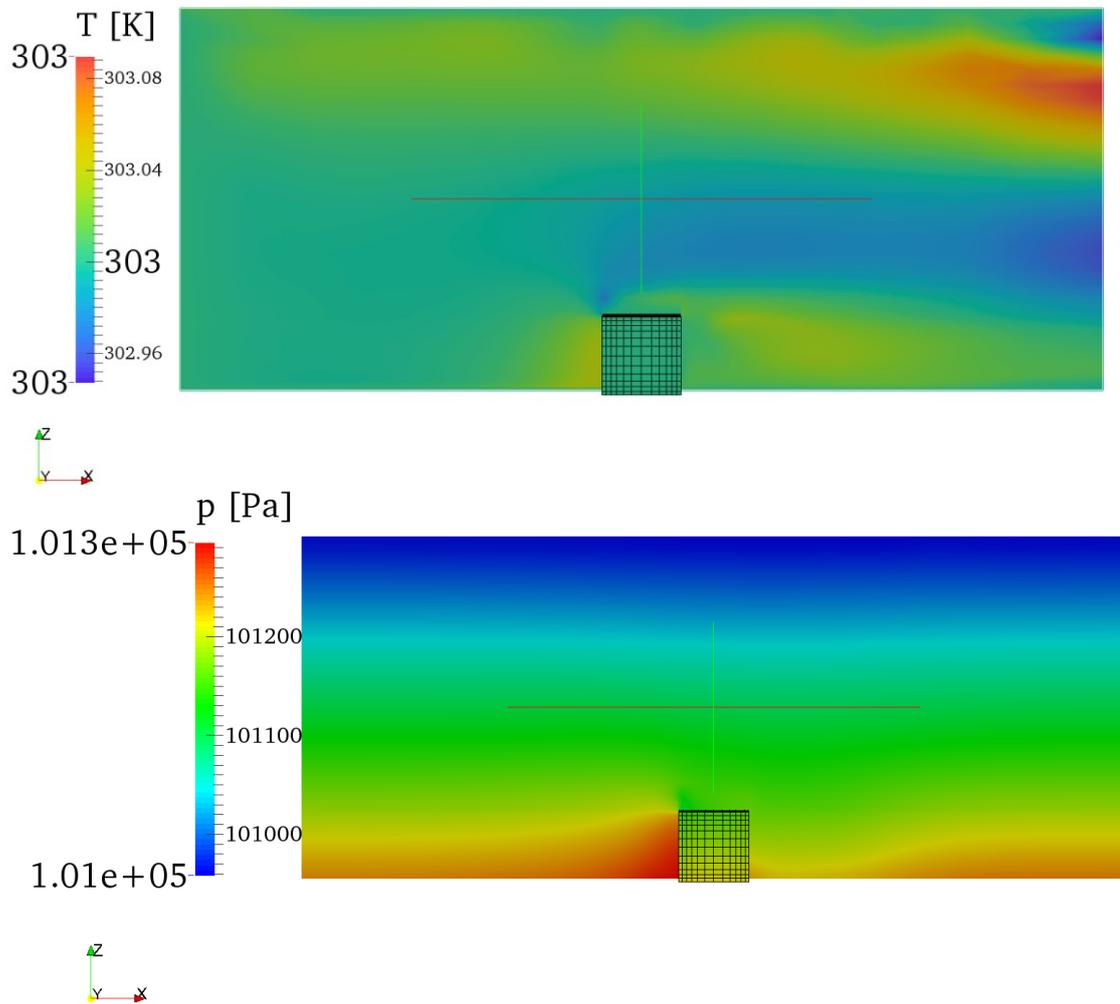


Figura 56. Perfis verticais de temperatura (T) e pressão (P) no Cenário 2.

Após os 40 segundos de simulação percebe-se que maior quantidade de poluente (CO) permanece próxima a edificação favorecendo sua entrada na zona de cavidade, tal como mostrado pela Figura 57.

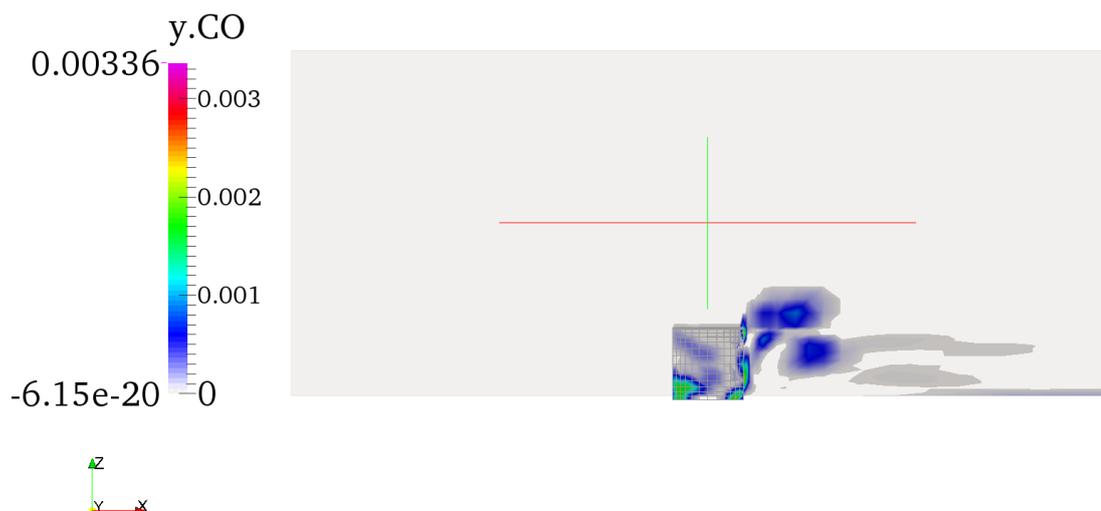


Figura 57. Dispersão vertical de CO em estado estacionário

Como acima da edificação o perfil de circulação dos ventos é constante e possui orientação segundo a direção positiva do eixo x , a dispersão vertical fica desfavorecida, isso faz com que uma carga maior do CO seja enviada de encontro à edificação, à barlavento da mesma. Ao passar pela esteira turbulenta, parte do fluxo de CO é desviado para dentro da zona de recirculação permanecendo próximo à face de sotavento do edifício devido ao padrão de escoamento já mostrado na Figura 47.

b) Etapa B

Horizontalmente, assim como na simulação com atmosfera inicialmente em repouso, observa-se pouca dispersibilidade horizontal da pluma de gás lançada. Nota-se que a concentração de CO na zona de cavidade é também maior quando comparada à da Etapa A, assim como evidenciado pelo perfil de dispersão horizontal da Figura 58.

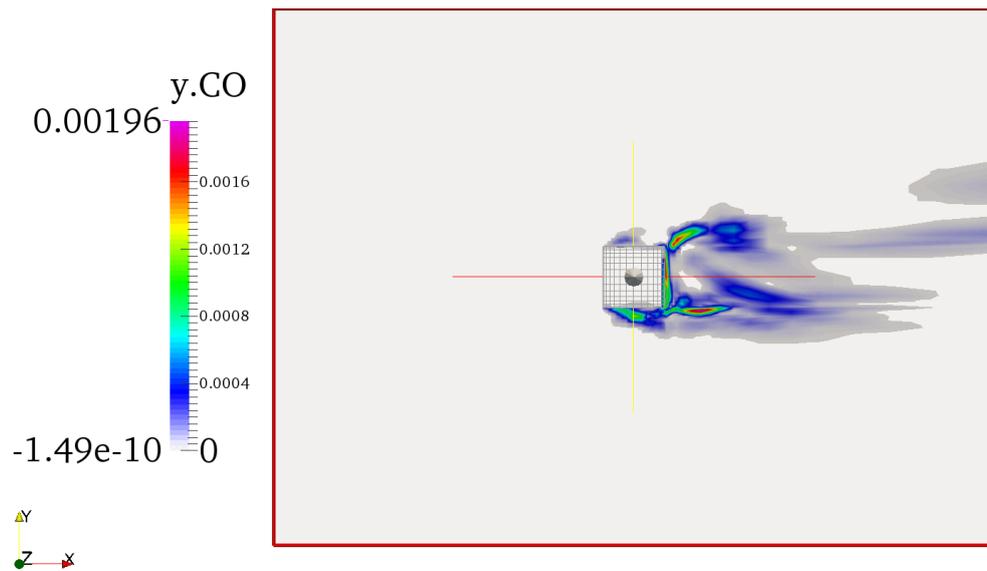
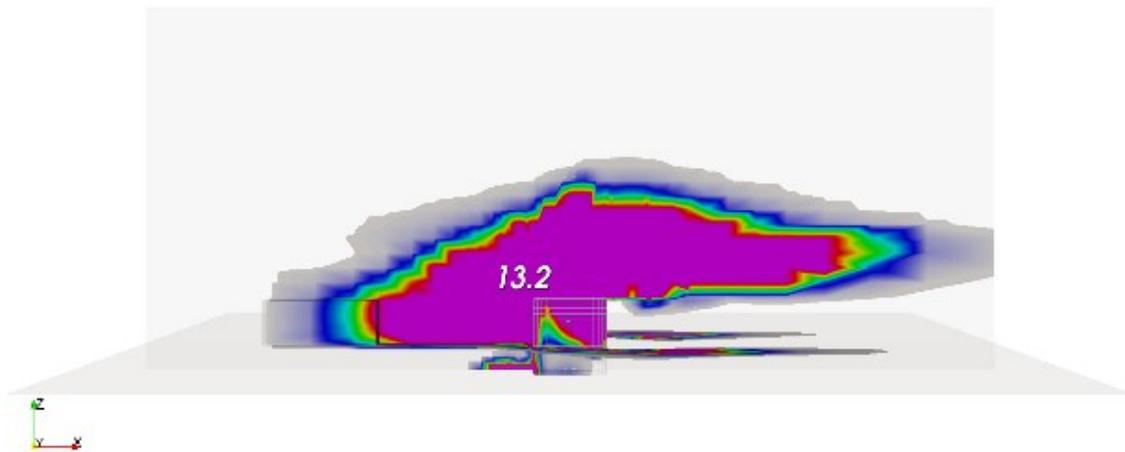


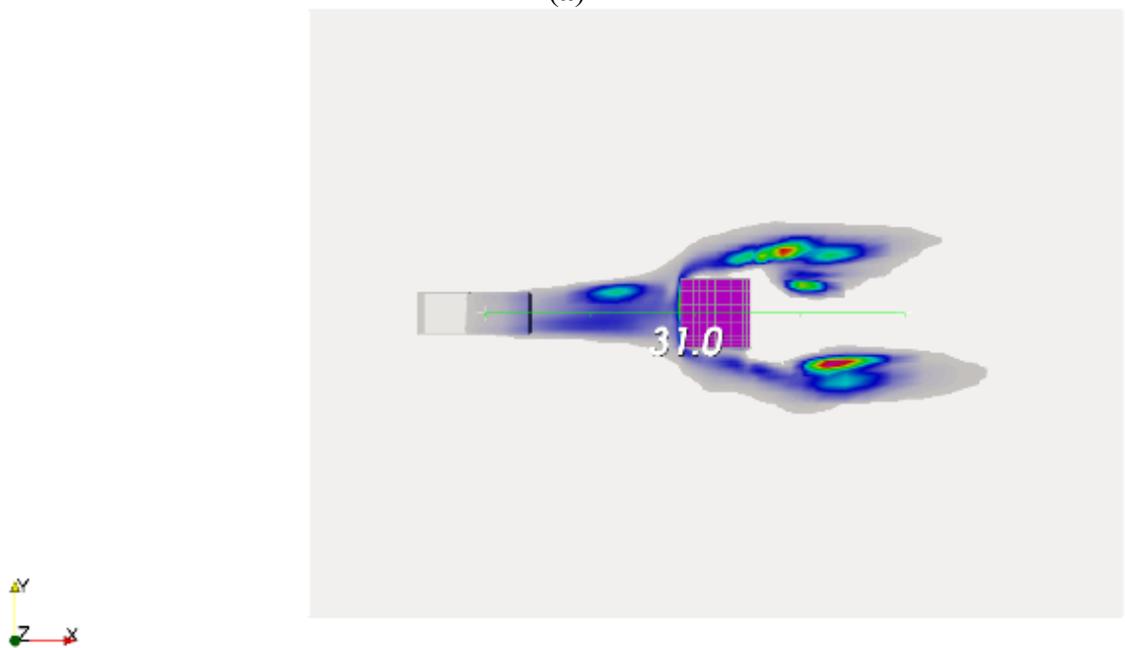
Figura 58. Dispersibilidade horizontal de CO em regime permanente.

A maior entrada de CO na zona de cavidade se dá devido à baixa dispersibilidade vertical, proporcionada pela alta velocidade de circulação dos ventos na região mais distante ao edifício, fazendo com que o poluente seja carregado em direção a ele. O poluente que se choca ao obstáculo terá seu fluxo influenciado pelas zonas de cavidade laterais que tendem a empurrá-lo para dentro da zona de cavidade a sotavento, contribuindo para o aumento da carga de CO a jusante do lançamento.

Na Figura 59 mostra-se, por um plano central ao domínio, o alcance devidamente quantificado da pluma de CO submetida ao escoamento na presença do obstáculo.



(a)



(b)

Figura 59. Distância vertical máxima atingida pelo poluente (a) e sua máxima dispersibilidade horizontal (b) na presença de um obstáculo cúbico.

Considerando o mesmo intervalo de tempo ($t = 2,3s$) da Figura 58, vê-se que boa parte da pluma de poluente é bloqueada e uma pequena fração da ordem de 10^{-5} passa pelo obstáculo evidenciando situação semelhante à da Figura 21 e que o alcance ao longo da direção de escoamento é 16 m a menos ($l_{obs} = 31m$).

Segundo as definições mostradas pelas Equações (88) – (90), o valor obtido pelo adimensional de geometria sugere que a simulação numérica por abordagem CFD deve ser considerada ($R^* = 0,31$). O valor da função utilizada para descrever o alcance da nuvem de contaminantes ($\Delta = 0,46$) está consonante aos experimentos realizados para avaliação da estratégia de escolha dos modelos e dos obstáculos a serem representados (DERUDI, et al.,

2014), mostrando que a simulação numérica do escoamento deve ser feita utilizando modelos de CFD ao invés de modelos integrais ($R^* = 0,37$).

Diante do exposto, é possível realizar as demais simulações propostas certos de que a abordagem computacional proposta é a mais adequada ao problema proposto. A próxima seção, portanto, tratará dos resultados obtidos do carregamento da pluma de Monóxido de Carbono sob influência de um obstáculo, porém com a carga emitida de CO calculada segundo os fatores de emissividade pertinente a veículos parados, de acordo com o tamanho da fila, segundo o conceito de enfileiramento de veículos decorrentes do ciclo de sinal vermelho (USEPA, 1995).

5.4 Lançamento de uma fonte de CO proveniente de descargas automotivas

a) Incidência de ventos a 2,34 m/s

Etapa A

Simulou-se o escoamento de ventos durante o tempo em que os veículos ficam parados nas filas formadas na Avenida João Naves de Ávila conforme o parâmetro **RAVG** mostrado na Tabela 12 para os links **FJN**. Chegou-se ao perfil de escoamento mostrado na Figura 60.

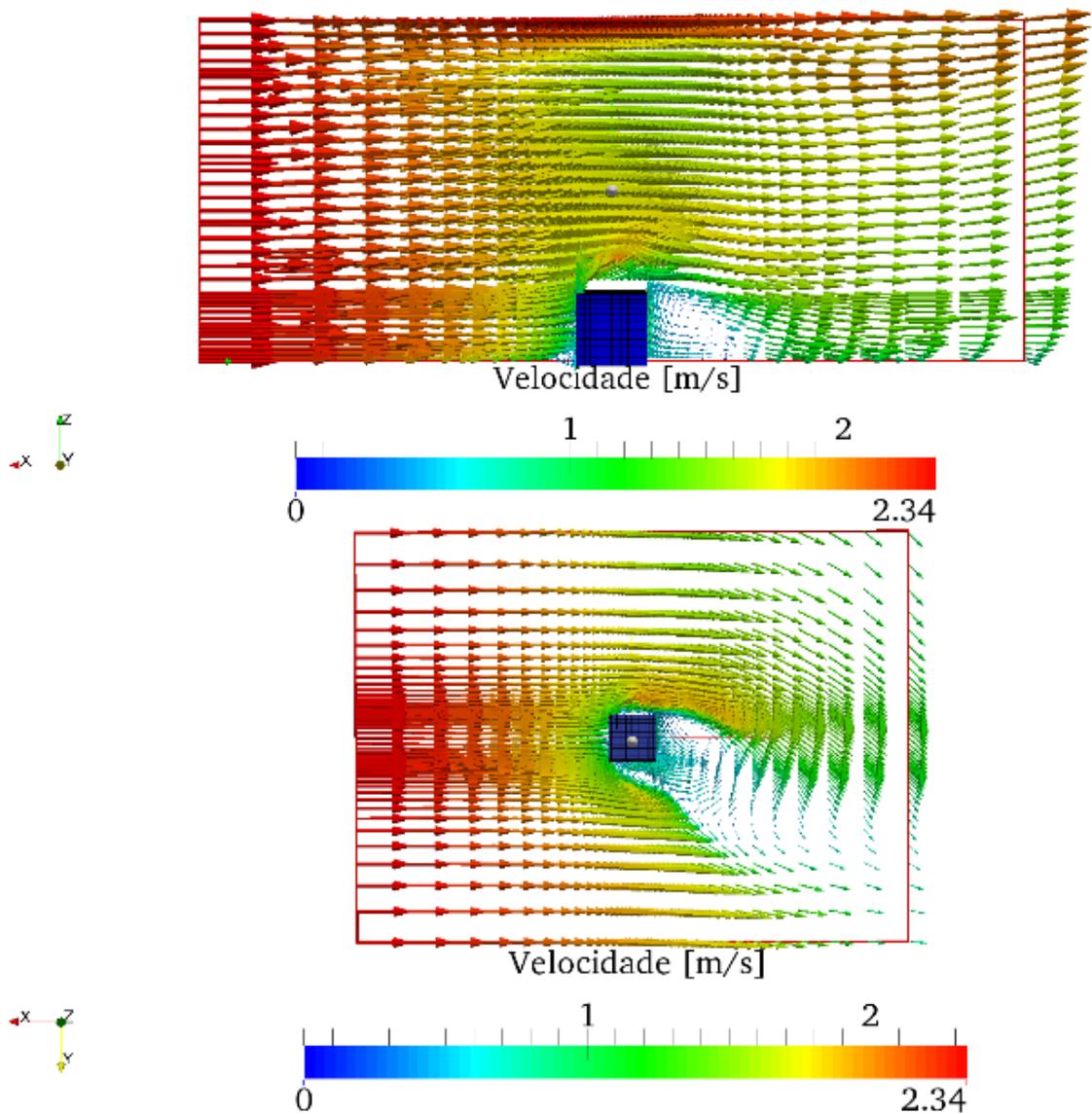


Figura 60. Distribuição do campo de velocidades vertical (a) e horizontal (b), após 73s de simulação no Cenário 4.

Confirmando os resultados mostrados para o perfis na seção 5.3, percebe-se pela Figura 60 também a formação da zona de recirculação à sotavento do obstáculo, oriunda da queda de velocidade ocasionada pelo atrito do fluido com as paredes do obstáculo, assim como visualizado na parte a e b. Na parte b da Figura 60, nota-se que a formação de uma zona de cavidade na lateral superior do prédio faz com que a altura da zona de cavidade seja menor também, o que pode ser explicado pelo aporte da carga de poluentes mais densos ao ar. Verticalmente, visto que a velocidade de incidência do ar é baixa, o efeito da perda de carga mostrado na parte b da Figura 61 é transmitido em quase toda a extensão, acima do obstáculo, ocasionando uma redução de velocidade de quase 1m/s acima do obstáculo.

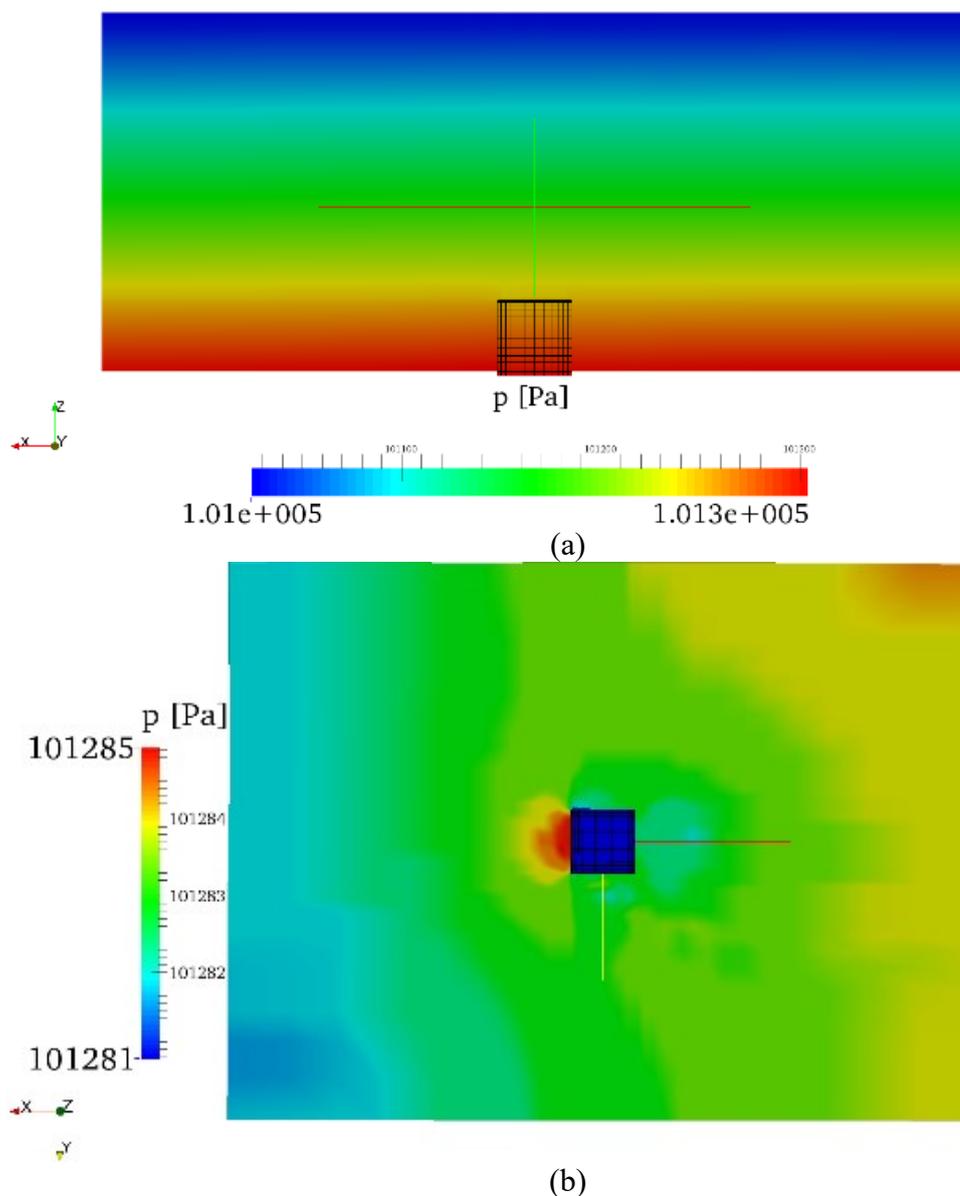


Figura 61. Distribuição do campo de pressões vertical (a) e horizontal (b), após 73s de simulação no Cenário 4 para ventos de 2,34 m/s.

O choque do fluido que escoar no domínio contra a parede à barlavento do obstáculo, gera o aumento de pressão indicado pela coloração vermelho intensa (Figura 61 – b), enquanto que a sotavento, a coloração azul clara é indicativa de menor valor de pressão. A partir da Figura 61 – a, pode-se também explicar a tendência ascendente de escoamento do fluido, fundamentada na queda de pressão observada em direção às regiões mais elevadas do domínio.

Decorrente do escoamento, mostra-se a dispersão vertical contaminante na região central à edificação e na região horizontal, por meio de um plano distando 1,80m do solo, segundo a Figura 62.

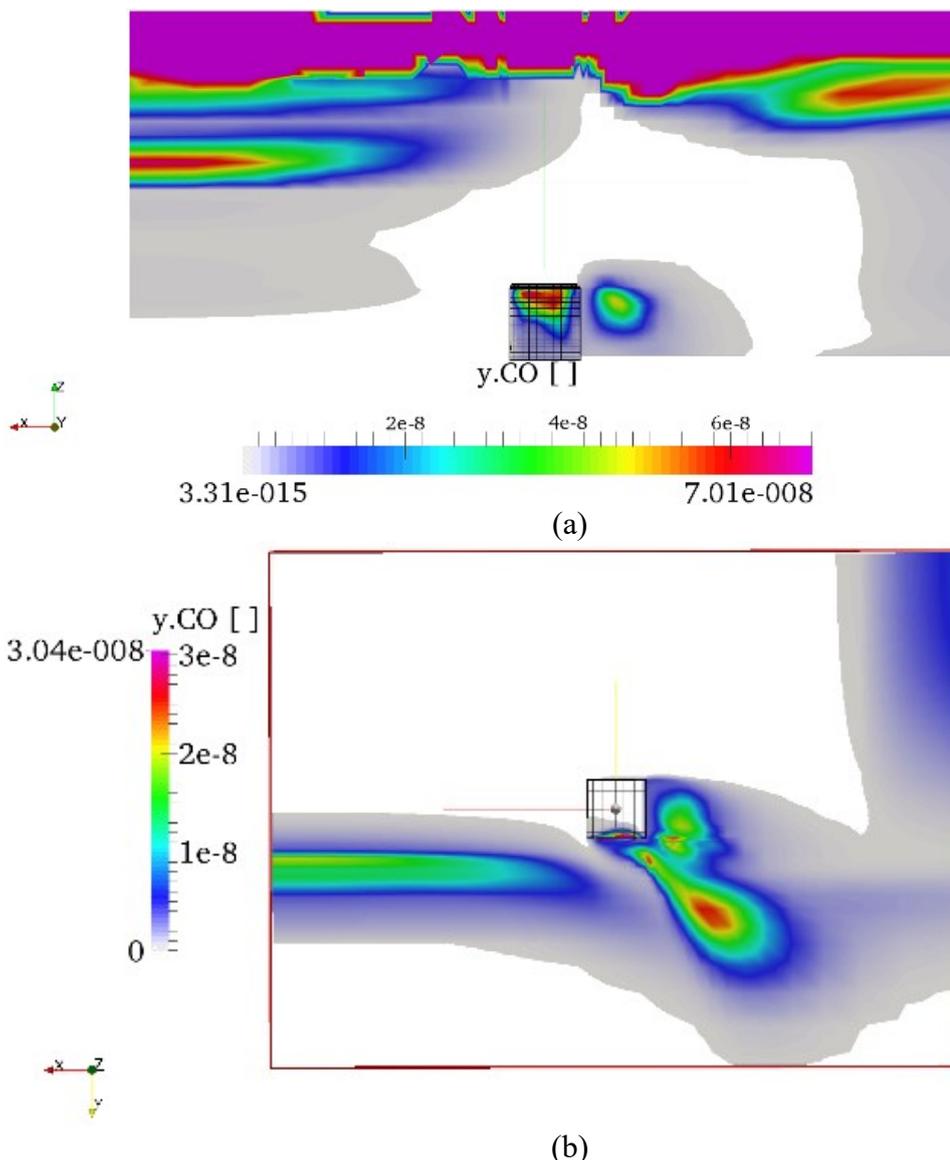


Figura 62. Distribuição do campo de concentrações vertical (a) e horizontal (b), após 73s de simulação no Cenário 4 para ventos de 2,34 m/s.

Percebe-se que parte do Monóxido de Carbono é carregado para a regiões mais elevadas do domínio computacional e outra parte permanece no solo, na região à sotavento do obstáculo, mesmo sendo considerado mais denso que o ar. Vê se também que, pela Figura 62 – a, existe uma zona de acumulação de poluentes acima do obstáculo formada próxima ao limite superior do domínio. Ao se observar o campo vetorial do escoamento na Figura 60, nota-se que nesse local o fluido é freado ocasionando a perda de movimento. O choque em regiões próximas ao com o obstáculo posicionado causa perda de velocidade do fluido e, por consequência, do momento linear do mesmo, como a velocidade de escoamento é baixa (2,34 m/s) o efeito nas demais regiões acima do obstáculo é perceptível mais pronunciadamente.

Na parte **b** da Figura 62, que mostra a distribuição do poluente disperso horizontalmente, percebe-se que o mesmo tende a recirculação numa zona na parte inferior do domínio. A Figura 63, mostra o início da formação da zona de recirculação.

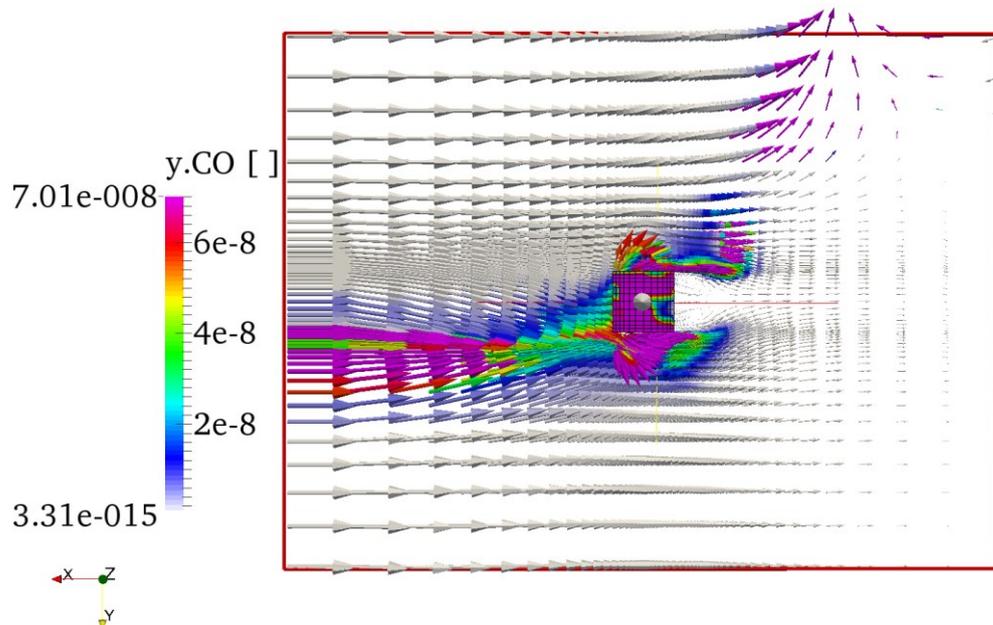


Figura 63. Formação da zona de recirculação nas laterais superior e inferior do obstáculo no Cenário 4 para ventos de 2,34 m/s no tempo $t = 13s$.

Verifica-se que na lateral superior, o campo vetorial horizontal de velocidades evidencia uma quantidade de poluentes ligeiramente maior alçada à sotavento. Por possuir maior quantidade de poluentes, essa massa é mais densa do que a que é alçada na porção inferior do obstáculo o que faz com que a massa provinda da porção inferior seja empurrada para baixo, já que por possuir densidade menor, possui também momento linear menor.

Etapa B

A partir da configuração final do campo velocidades mostradas na Figura 60, efetuou-se novo lançamento de Monóxido de Carbono, a partir das posições referentes às localizações dos *links* FJN1, FJN2 e FJN3, assim como mostrado pela Figura 64.

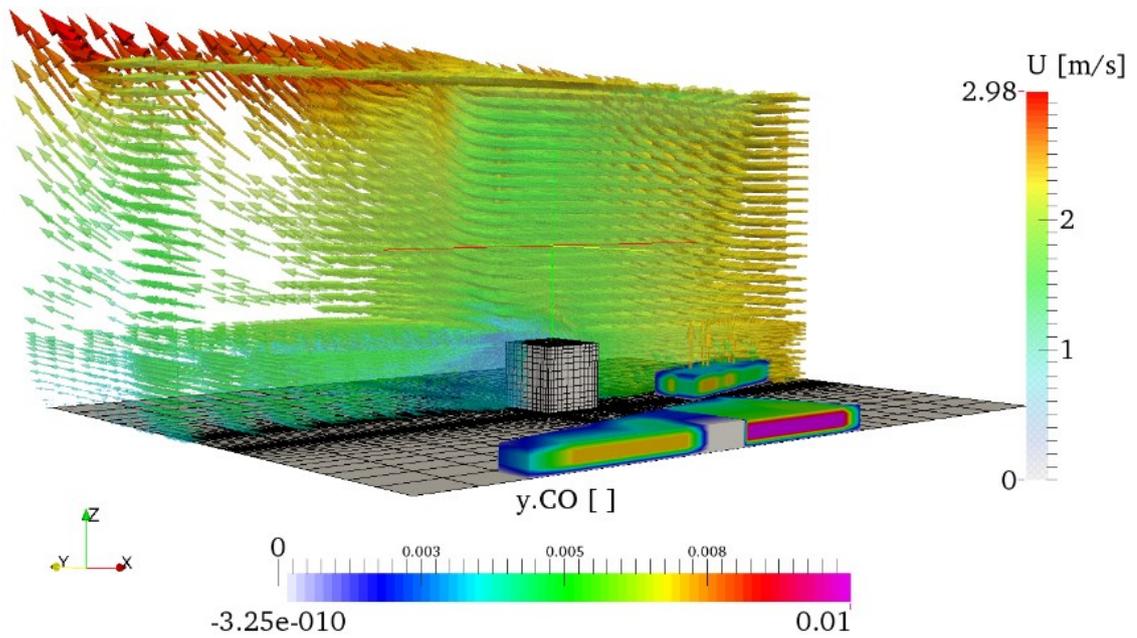


Figura 64. Carreamento de CO sob ventos de 2,37 m/s oriundos da perturbação atmosférica com ventos de 2,34 m/s.

Assim como na etapa anterior, o escoamento foi simulado por 73s, que corresponde ao tempo de um ciclo de sinal vermelho (*RAVG*), obtendo-se os perfis de fluxo mostrados na Figura 65.

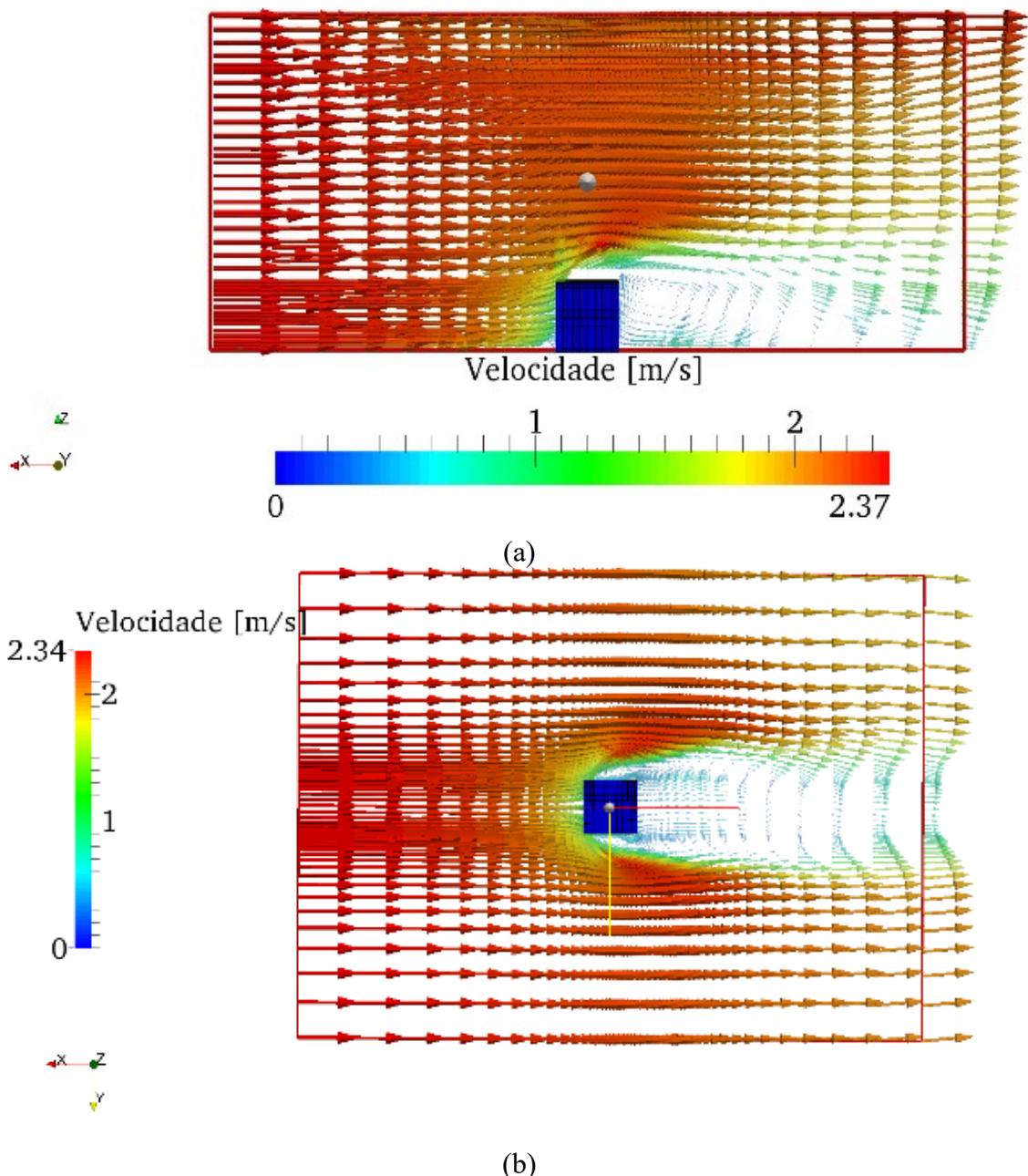


Figura 65. Distribuição do campo de velocidades vertical (a) e horizontal (b), após 73s de simulação no Cenário 4 a partir dos ventos estabelecidos oriundos da incidência de ventos à 2,34 m/s

Percebe-se que ao final da simulação os valores de velocidade do vento se mantem em 2,37 m/s. Nota-se, conforme mostrado no Apêndice 2, um ligeiro aumento na quantidade de momento que é inferido pelo aumento de 0,5m/s na velocidade do escoamento dos ventos no domínio. O choque com as paredes do obstáculo e a mistura com o poluente, que é ligeiramente mais pesado, contribuem para que haja perda de momento pelo fluido, diminuindo a velocidade do escoamento.

De modo distinto do mostrado na etapa anterior, os perfis de pressão ao final dessa simulação (Figura 66) explicam as zonas de estagnação formadas na parte superior do obstáculo.

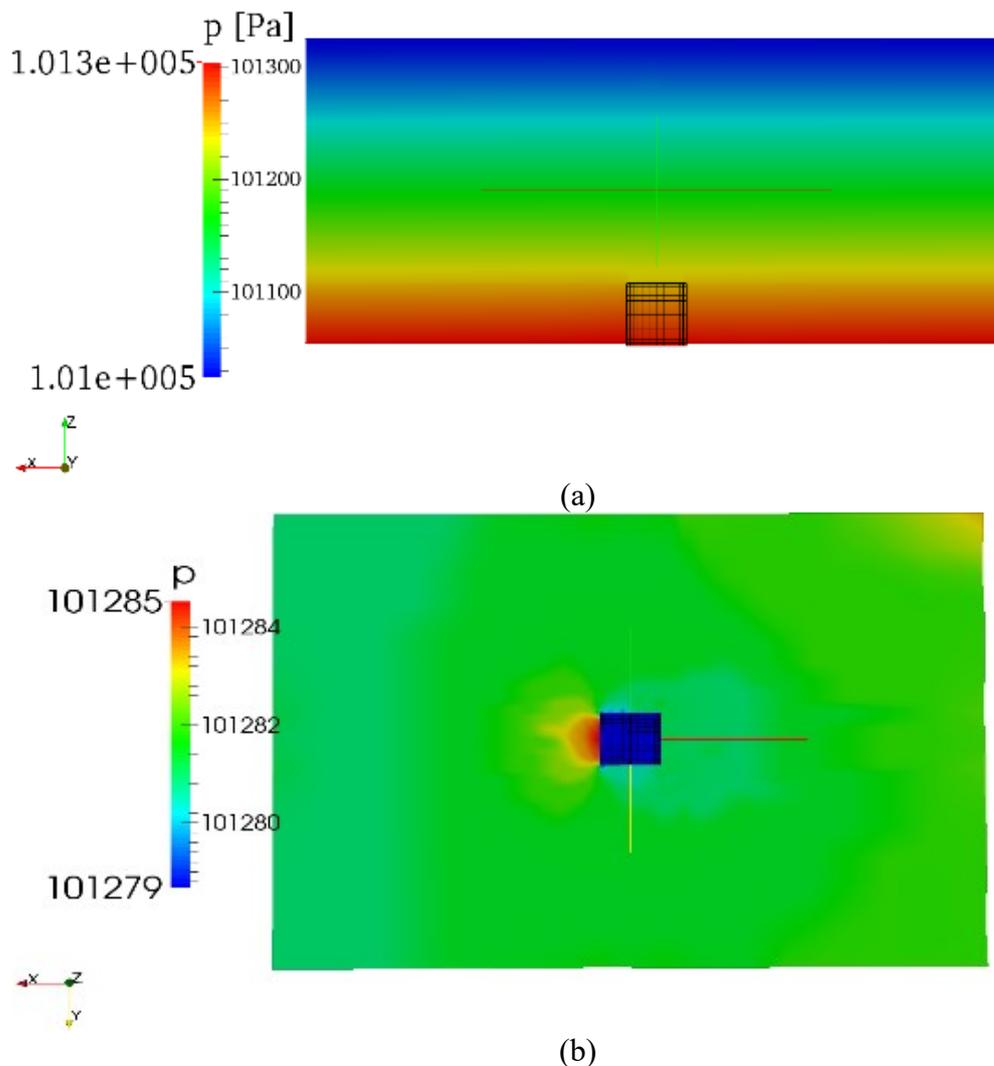


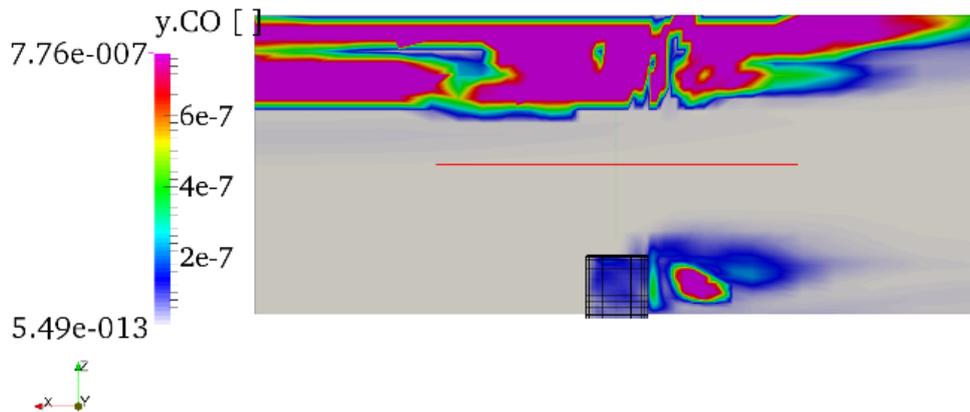
Figura 66. Distribuição do campo de pressões vertical (a) e horizontal (b), após 73s de simulação a partir da condição de ventos estabelecidos, oriundos de ventos a 2,34 m/s no Cenário 4.

Pelo perfil vertical de pressões mostrado na figura acima verifica-se que a pressão a barlavento e a sotavento do obstáculo não se modificam, fazendo com que os valores de velocidade próximos ao teto sejam da ordem de menos de 1m/s. Por sua vez, horizontalmente (Figura 66 – b), a ligeira queda de pressão entre a face de barlavento e a de sotavento, explicam o aumento de velocidade do fluido na parte superior do domínio computacional (Figura 65).

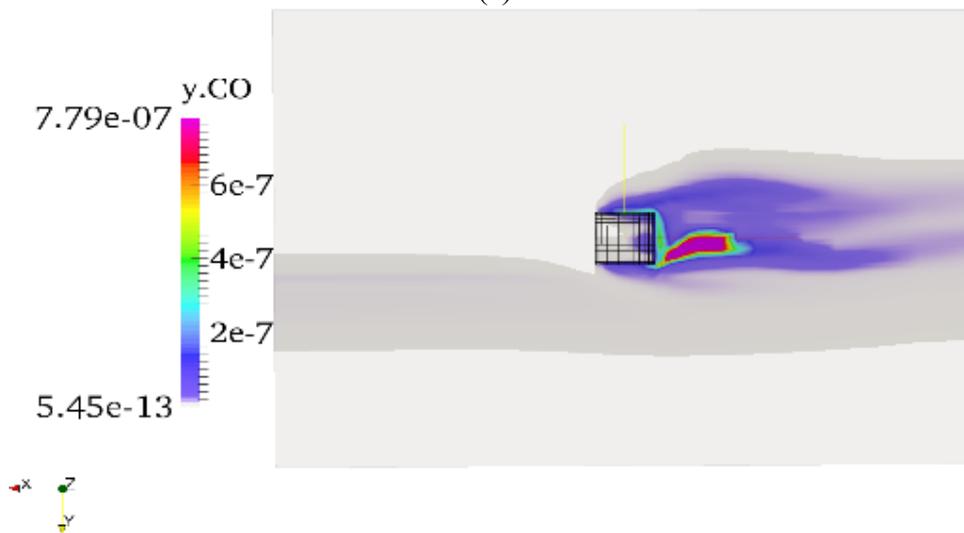
Uma pequena quantidade de poluentes é lançada ao alto da atmosfera durante o processo de estabelecimento dos padrões de escoamento (Figura 62), fazendo com que haja um

perfil de concentração de *background*, parâmetro bastante comum em simulações que utilizam ferramentas computacionais que preveem a concentração de plumas de poluentes por meio de modelos integrais.

Após o tempo de 73s de simulação chegam-se aos perfis horizontais e verticais mostrados na Figura 67.



(a)



(b)

Figura 67. Distribuição do campo de concentrações vertical (a) e horizontal (b), após 73s de simulação a partir da condição de ventos estabelecidos, decorrentes da incidência de ventos a 2,34 m/s no Cenário 4.

Percebe-se que o aumento da concentração de Monóxido de Carbono suspensa em relação à Etapa A é irrisório. Isso é explicado pelo carreamento ao qual o poluente já está submetido ao ser lançado. Na zona de recirculação uma menor quantidade do gás é abrigada, visto que o seu tamanho é menor, sendo que o tamanho inferior é explicado pela quantidade de gás, que ao se aportar pela parte superior do domínio (Figura 67 – B), desloca a formação da mesma para baixo, inibindo assim o crescimento dessa na direção do escoamento do vento. Ao

final dessas duas etapas, percebe-se pela que a quantidade de poluentes acumulada na altura respirável (1,80m) é insuficiente mesmo para causar pequenas mudanças na estrutura cerebral e cardíaca no ser humano ou mesmo me pequenos mamíferos (Tabela 8)

b) Incidência de ventos a 4 m/s

Etapa A

Simulou-se o escoamento de ventos durante o tempo em que os veículos ficam parados nas filas formadas na Avenida João Naves de Ávila conforme o parâmetro **RAVG** mostrado na Tabela 12, para os *links* **FJN**. Chegou-se ao perfil de escoamento mostrado na Figura 68.

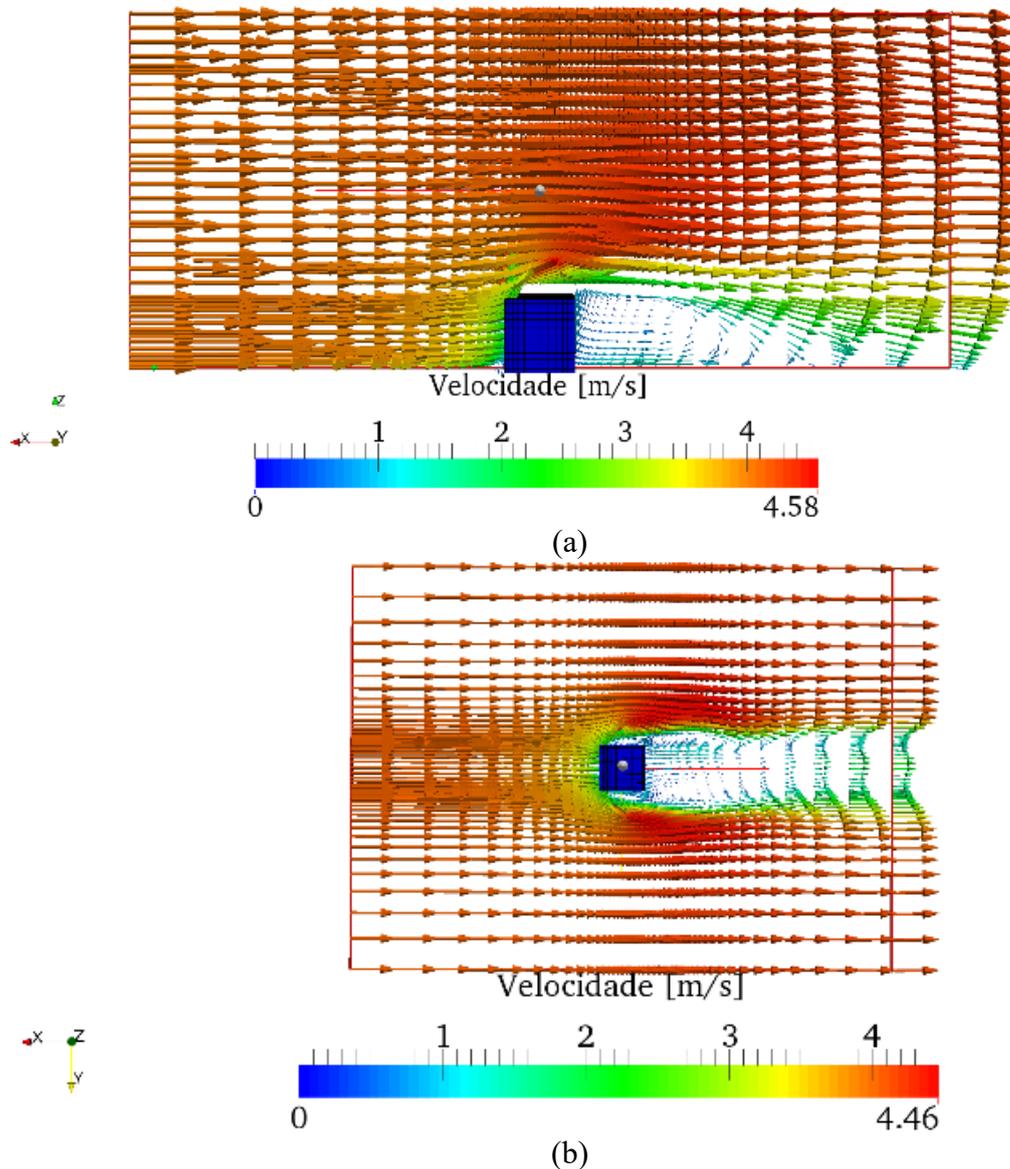


Figura 68. Distribuição do campo de velocidades vertical (a) e horizontal (b), após 73s de simulação. Cenário 4, ventos a 4 m/s.

Um pouco acima do teto, a sotavento, vê-se que o fluido sofre uma ligeira aceleração decorrente da queda de pressão proporcionada pelo obstáculo, tal como mostrado pelos perfis gráficos da Figura 69.

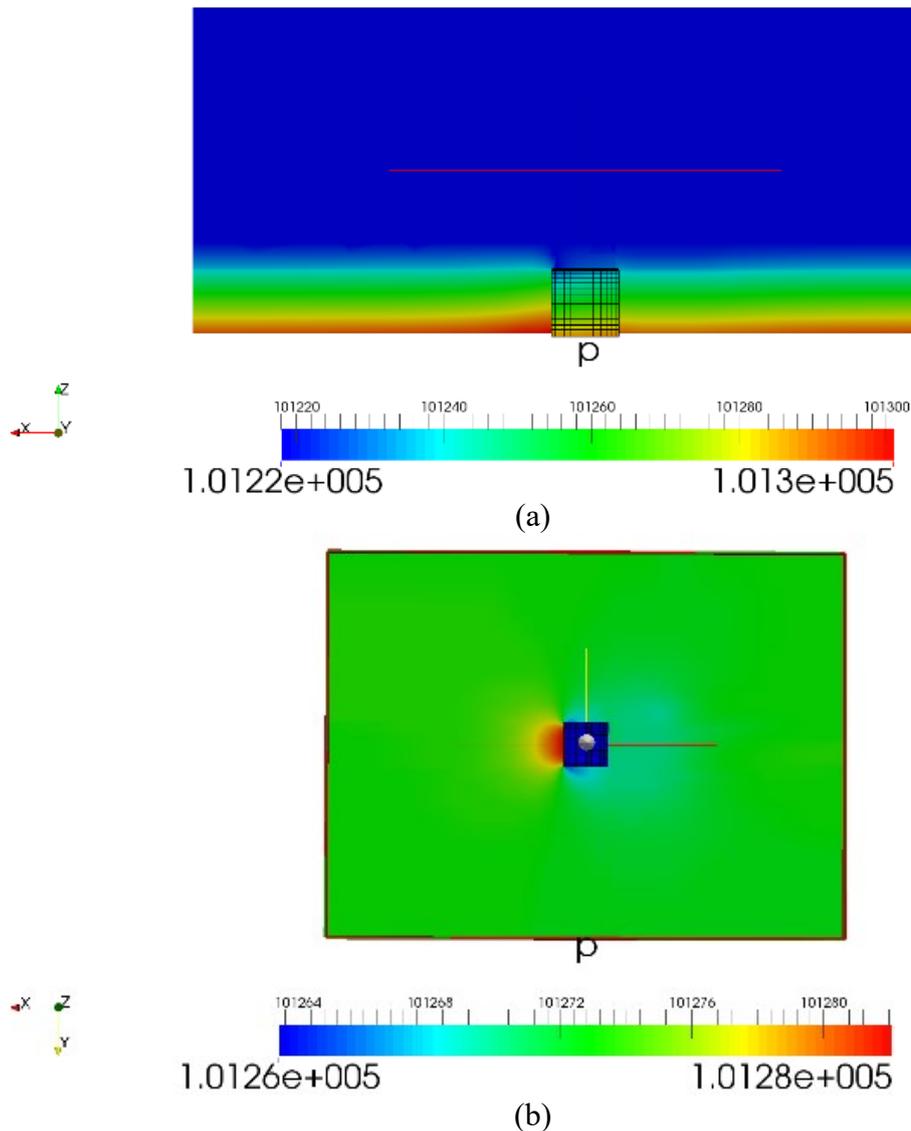


Figura 69. Distribuição do campo de pressões vertical (a) e horizontal (b), após 73s de simulação. Cenário 4, ventos a 4 m/s.

A queda de pressão mostrada na Figura 69 – b é ocasionada devido à perda de momento pelo fluido por consequência do atrito com as laterais do obstáculo e com o teto. Esse atrito explica bem a formação das pequenas zonas de cavidade visualizadas na Figura 68 – b referente ao campo de velocidade do escoamento.

Decorrente do escoamento, mostram-se a dispersibilidade vertical, na região central à edificação e, na região horizontal, por meio de um plano distando 1,80m do solo, segundo a Figura 70.

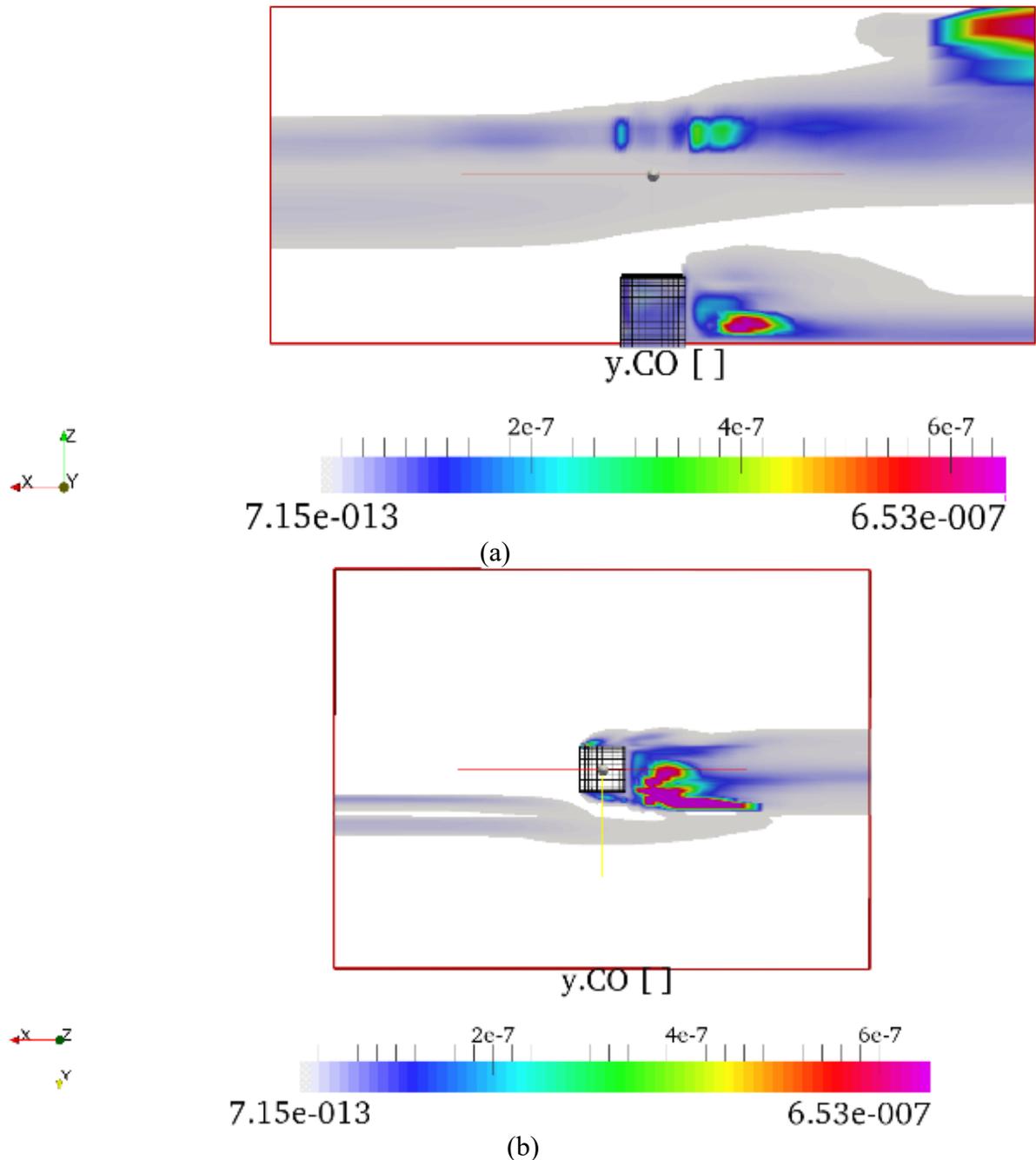


Figura 70. Distribuição do campo de concentrações vertical (a) e horizontal (b), após 73s de simulação. Cenário 4, ventos a 4 m/s.

Assim como mostrado na alínea **a**, também se percebe que parte do Monóxido de Carbono é carregado para a regiões mais elevadas do domínio computacional e outra parte permanece no solo, na região à sotavento do obstáculo, mesmo sendo considerado mais denso que o ar. Essa situação é factível do ponto de vista do campo vetorial da Figura 68 – a, em que se percebe que o gás é impulsionado para cima ao passar pela região acima do prédio. Nesse local o fluido está submetido à aceleração devido à queda pressão evidenciada pela Figura 68 – b.

Na região próxima à edificação, o gás é conduzido à zona de cavidade formada devido à perda de velocidade do escoamento e ali fica em condição de recirculação próximo à parede de sotavento. Percebe-se que a medida que se dista da parede de sotavento do edifício, a concentração de CO torna-se menor, isso porque uma pequena porção de fluido atingi a região de recolação (Figura 10), onde parte do gás irá escoar conforme o sentido de incidência dos ventos e parte dele irá retornar para zona de cavidade.

Etapa B

Considerou-se agora o lançamento da mesma carga de poluentes com os perfis de ventos já estabelecidos. Assim como na Etapa A, foram simulados 73s de escoamento, donde se chegou aos perfis do campo de velocidade da Figura 71.

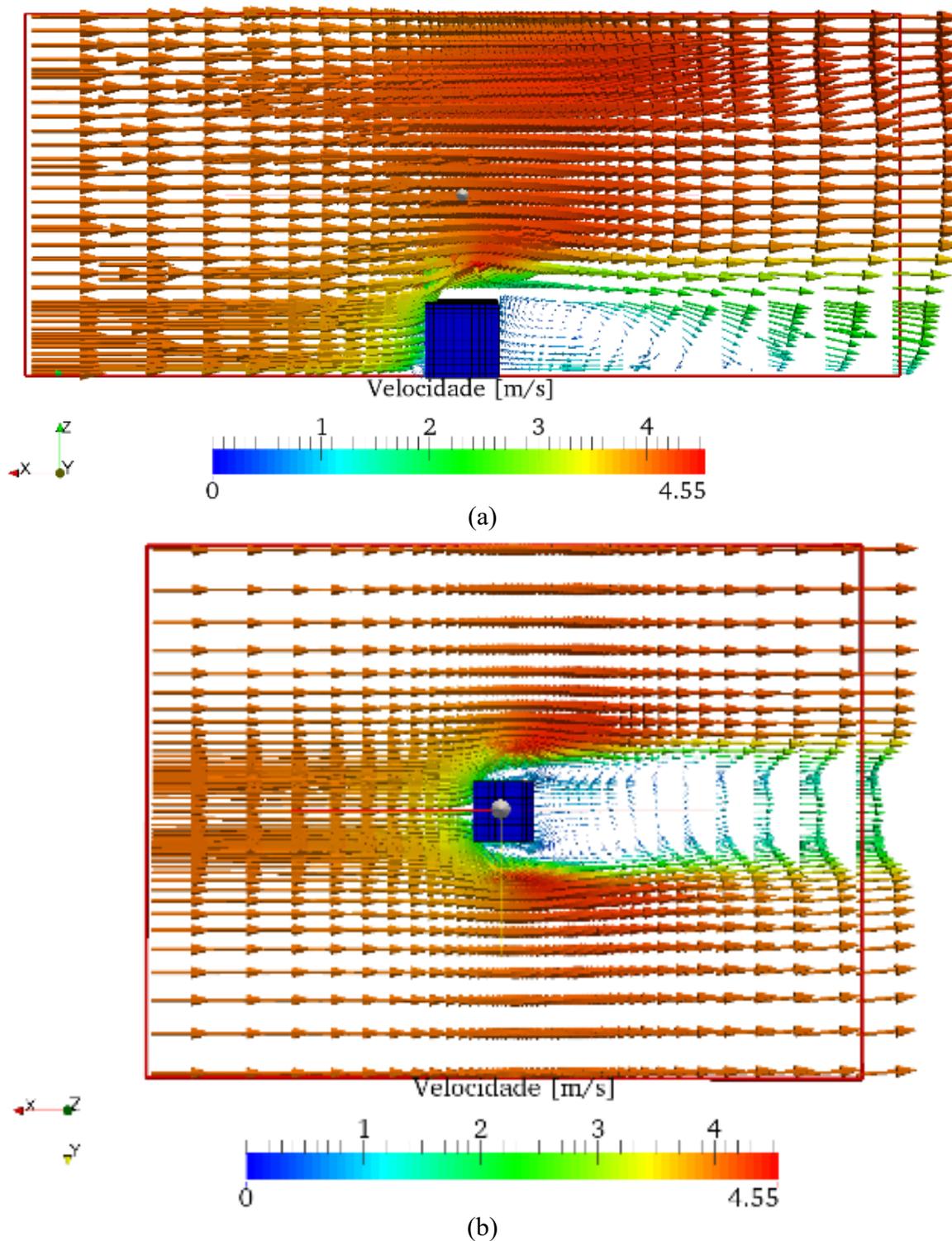


Figura 71. Distribuição do campo de velocidades vertical (a) e horizontal (b), após 73s de simulação, no Cenário 4, a partir do perfil de ventos estabelecidos, oriundos da incidência de ventos à 4 m/s.

Em termos das condições iniciais dessa simulação, o escoamento passou por um ligeiro aumento de velocidade de 0,5 m/s após 23s de escoamento, principalmente nas regiões de proximidade da edificação (Apêndice 2), onde a queda de pressão é mais acentuada devido ao

impacto do fluido com a parede de barlavento do obstáculo. Verifica-se que ao final do escoamento o perfil vertical velocidade máxima 4,55m/s, o que pode ser atribuído a perda de momento do fluido ao se chocar com a parede do obstáculo, o que é evidenciado pelo perfil de pressões, entre as partes **a** e **b** da Figura 72.

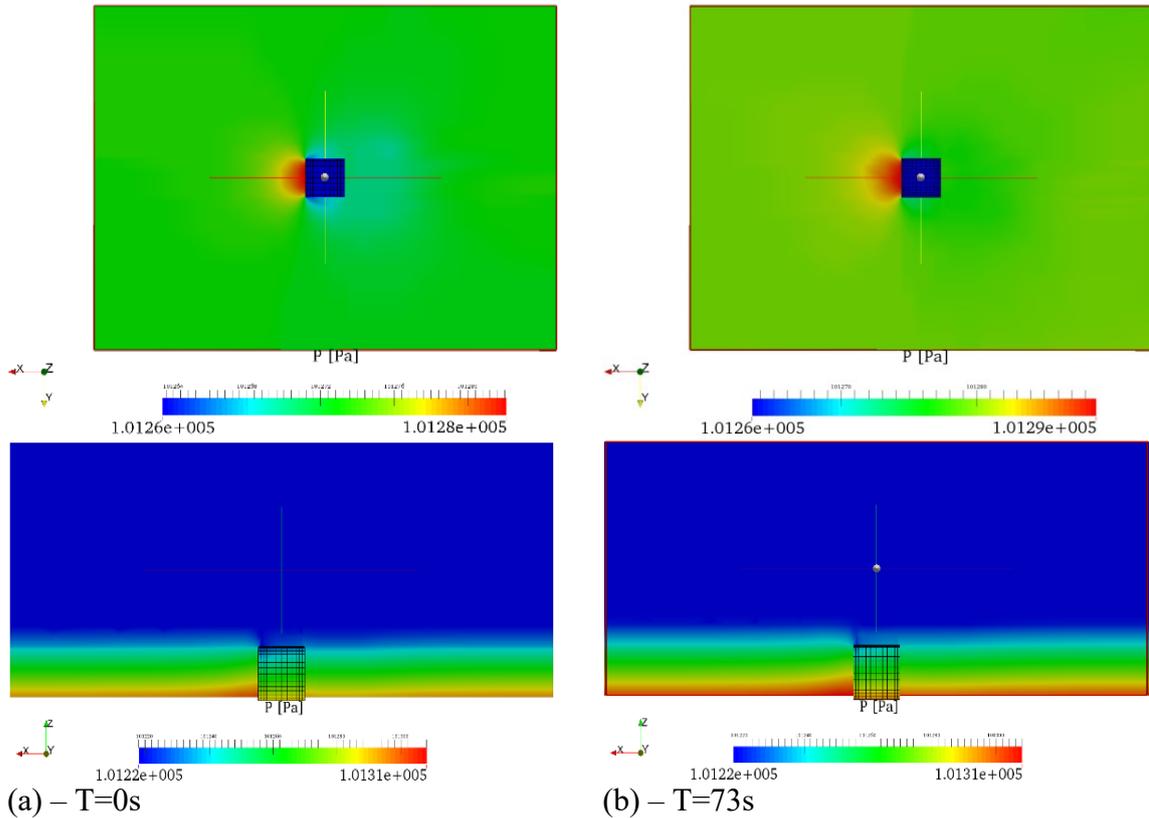


Figura 72. Distribuição do campo de pressões no início (a) e após 73s de simulação (b), no Cenário 4, a partir do perfil de ventos estabelecidos, oriundos da incidência de ventos à 4 m/s.

É possível notar, principalmente ao nível do solo, que ao início do escoamento (Figura 72– a), a diferença de pressão entre o barlavento e o sotavento do obstáculo é maior, quando comparada ao fim do escoamento do escoamento (Figura 72– b), o explica a perda de velocidade pelo fluido. Por fim, os perfis de distribuição vertical e horizontal do Monóxido de Carbono são mostrados na Figura 73.

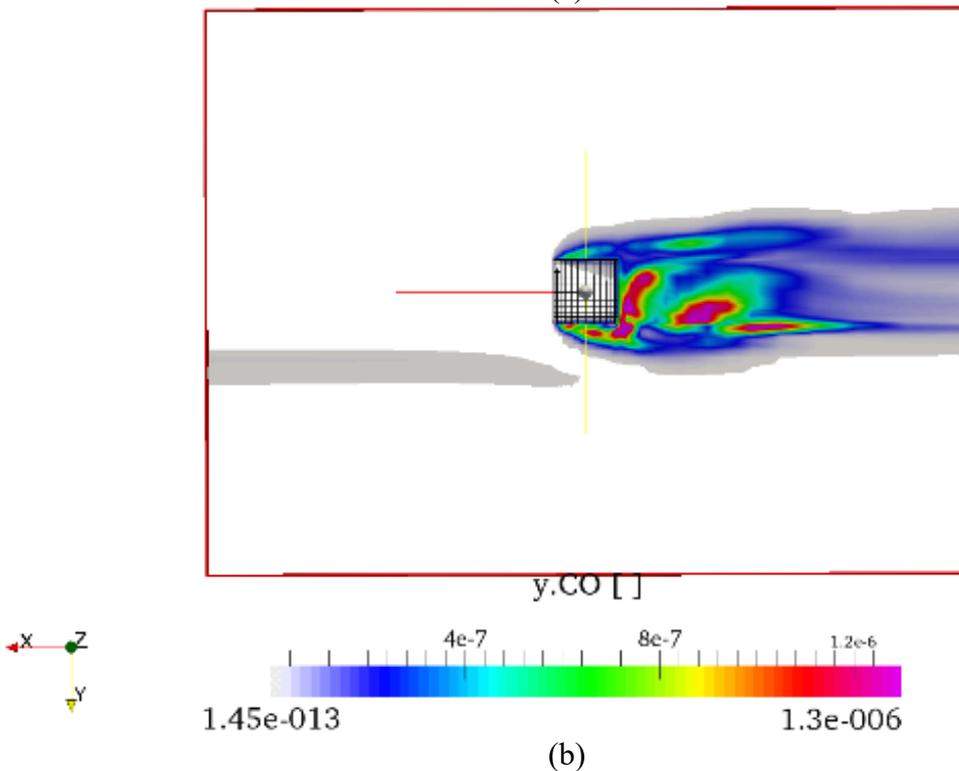
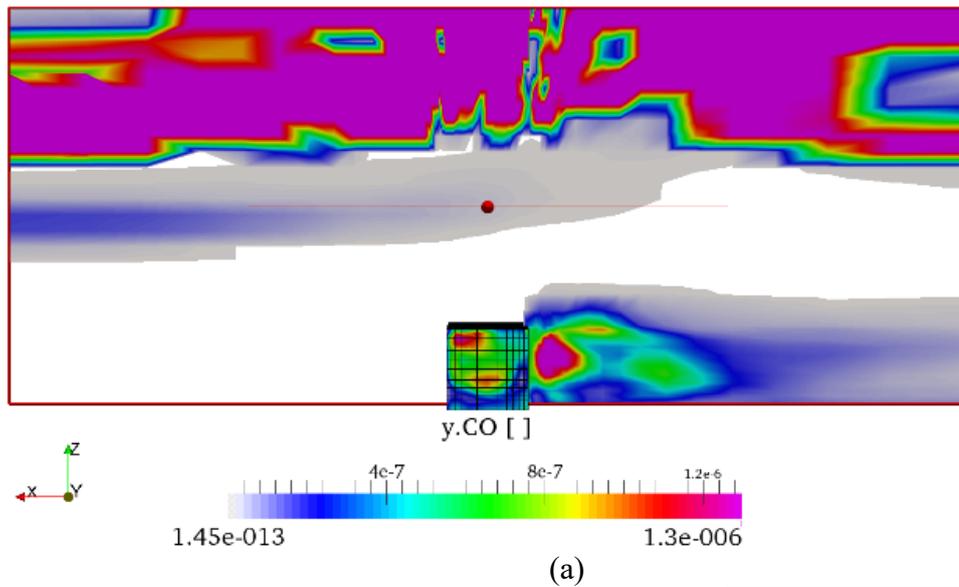


Figura 73. Distribuição do campo de concentrações vertical (a) e horizontal (b), a partir do perfil de ventos estabelecidos, oriundos da incidência de ventos à 4 m/s.

Assim como na Figura 67 na alínea (a), percebe-se que boa parte do poluente tende a ir em direção à atmosfera o que é explicado, assim como na Etapa A desse caso, pelos perfis de velocidades que, nas partes mais altas do domínio, tendem se tornar ascendentes, primeiramente devido a diminuição de pressão vertical (Figura 72 – b) e, por fim, devido densidade do CO ($\rho = 1,14 \frac{\text{kg}}{\text{m}^3}$), que é bastante próxima à do ar ($\rho = 1,0 \frac{\text{kg}}{\text{m}^3}$). Percebe-se que ao final dessa simulação a quantidade de poluentes na zona de cavidade é de até 10 vezes mais quando se

compara aos resultados da Etapa A (Figura 70). Como já existe um campo de circulação de ventos que se dá preferencialmente na direção negativa do eixo x, maior quantidade de poluentes é lançada em direção ao edifício e, conseqüentemente, em direção à zona de recirculação que se forma a sotavento (Figura 71 – a), o que explica o observado.

Na Figura 73 –b, percebe-se ainda uma tendência a recirculação de poluentes na parte inferior do domínio, o que é explicado pela maior quantidade de momento que a massa fluida adquire na parte superior, ao carrear a massa de CO proveniente dos *links* FJN1 e FJN3. Mostra-se ainda que os valores de concentração ($y_c = 1,3 \times 10^{-6}$) poderiam ser responsáveis, por mudanças na acuidade visual de seres humanos (Tabela 8).

c) Incidência de ventos a 15 m/s

Etapa A

Após 73s de escoamento simulados com ventos incidindo no domínio a 15m/s, chega-se aos perfis de velocidade da Figura 74.

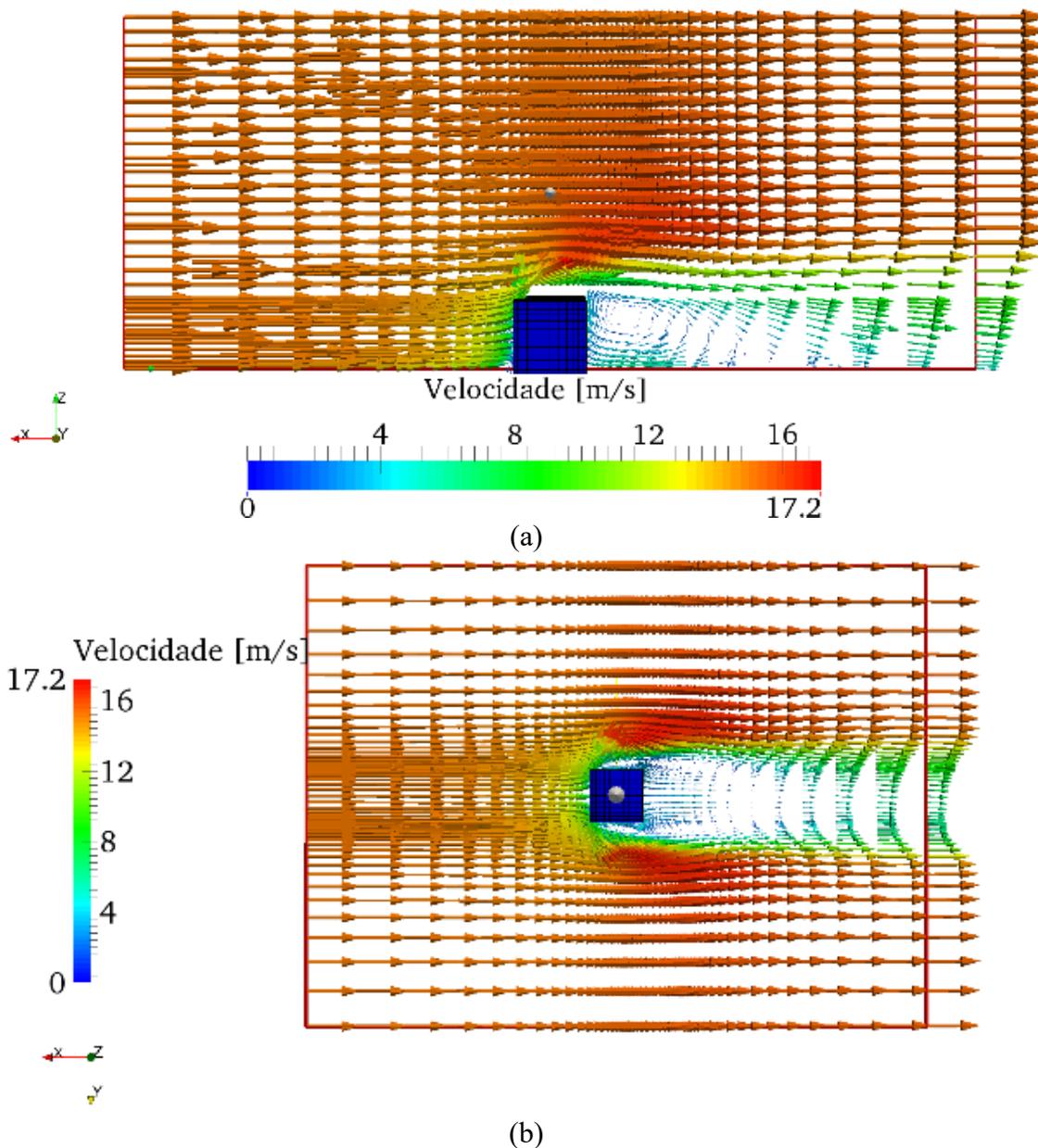


Figura 74. Distribuição do campo de velocidades vertical (a) e horizontal (b), após 73s de simulação. Cenário 4, ventos à 15 m/s.

Formam-se estruturas de recirculação semelhantes às dos perfis das aléias anteriores, ou seja, as zonas de cavidade, perceptíveis tanto na distribuição vertical quanto horizontal. Nota-se um aumento de tamanho nessas estruturas, explicado pela quantidade de movimento que o fluido em escoamento possui no momento em que se choca com o obstáculo. Na Figura 75 mostra-se uma comparação entre algumas características das zonas de cavidade geradas à sotavento do obstáculo provenientes de ventos a 4 m/s e à 15 m/s.

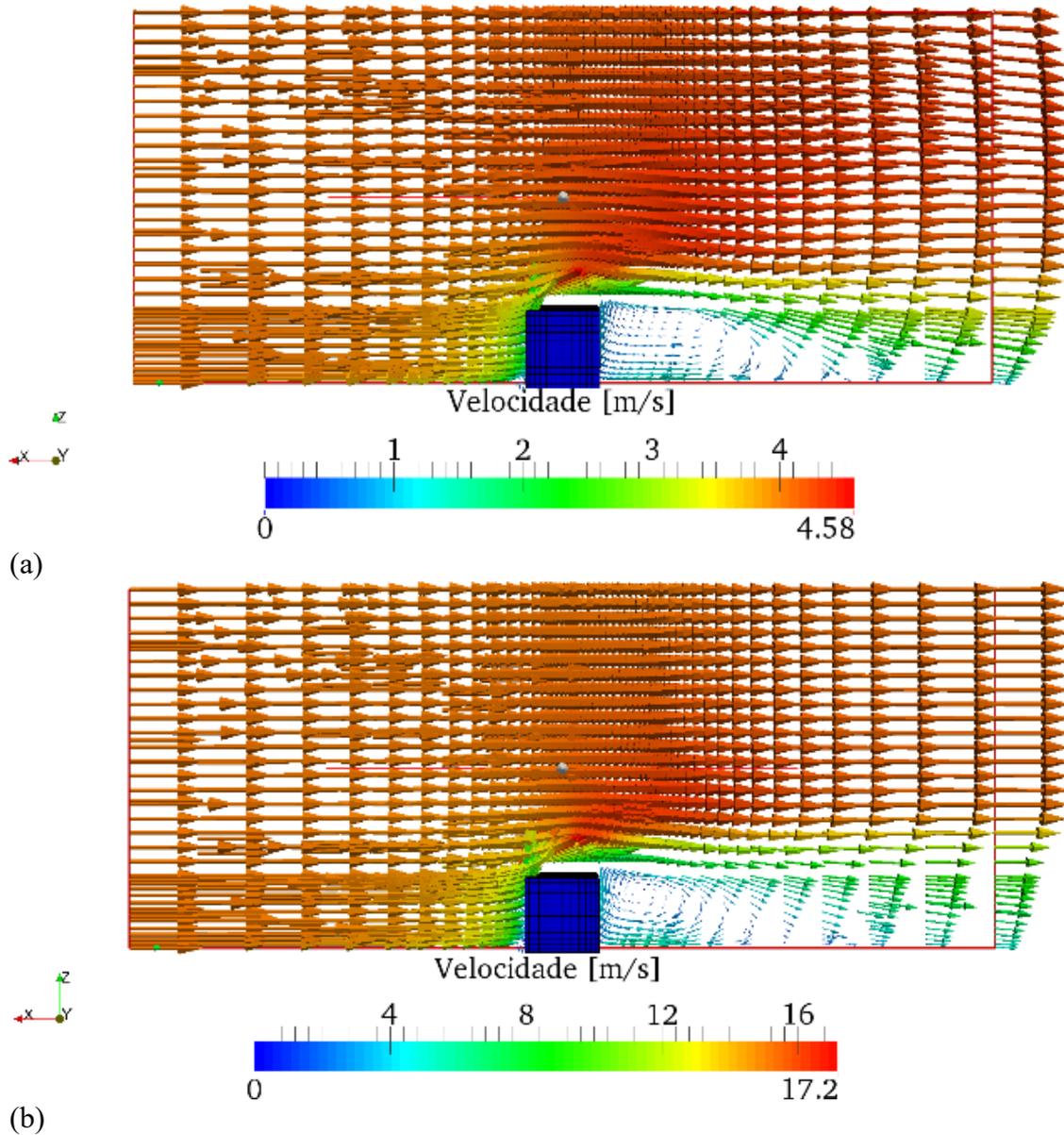


Figura 75. Comparação da conformação das zonas de cavidade provenientes de ventos à 4 m/s e de ventos à 15 m/s.

Verifica-se pela Figura 75 – a que à sotavento do obstáculo o fluido recircula com velocidades que variam entre 1 m/s e 2 m/s, enquanto que, pela Figura 75 – b, vê-se que as mesmas estão entre 4 m/s e 8 m/s, evidenciando que o fluido possui maior quantidade de movimento e, portanto, contribuindo para o aumento do mencionado no parágrafo acima

Os perfis de pressões referentes à simulação conduzida com as condições dessa alínea são mostrados na Figura 76.

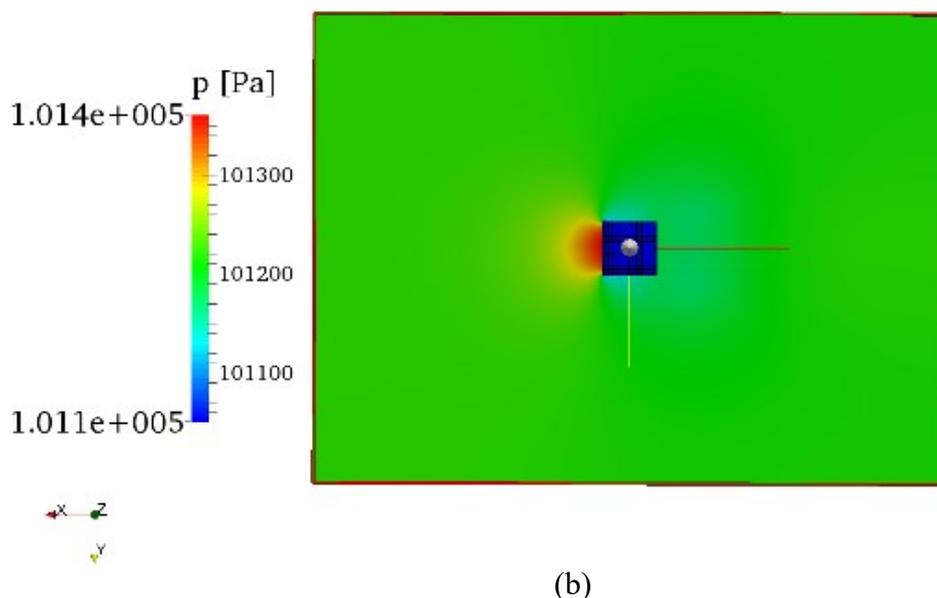
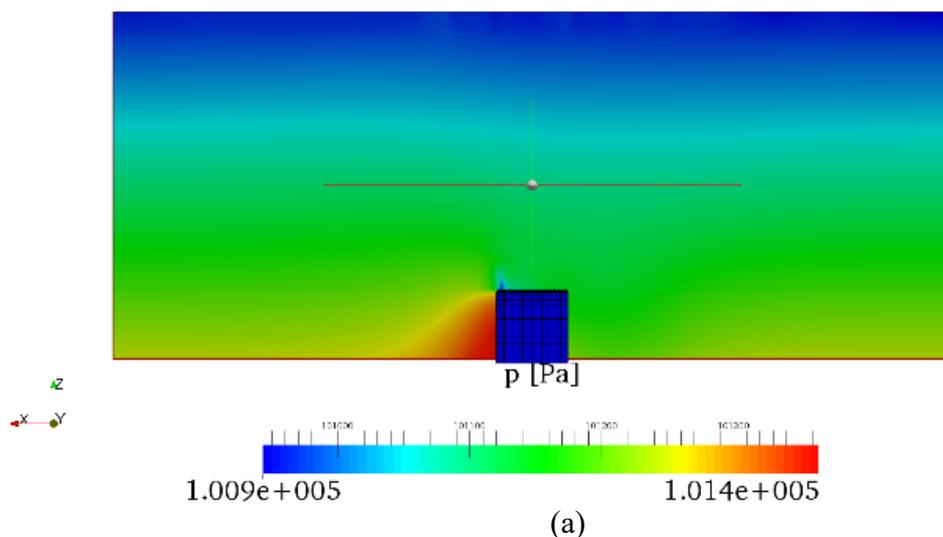


Figura 76. Distribuição do campo de pressões vertical (a) e horizontal (b), após 73s de simulação. Cenário 4, ventos à 15 m/s.

Verifica-se que no perfil vertical de pressões (Figura 76 – a), a região de coloração vermelha indica o aumento de pressão na face de barlavento do obstáculo, proveniente do choque do fluido, enquanto que na região de sotavento do mesmo a coloração esverdeada indica uma ligeira queda de pressão. Nota-se ainda que nas regiões mais elevadas do domínio computacional a pressão diminui o que corrobora com o observado na atmosfera real, fazendo com que o fluido tenda a elevar-se, mesmo que esse movimento seja bem menos pronunciado se comparado ao dos campos de velocidades formados provenientes de ventos à 2,34 m/s e a 4 m/s.

Por fim, a dispersão do CO é mostrada na Figura 77.

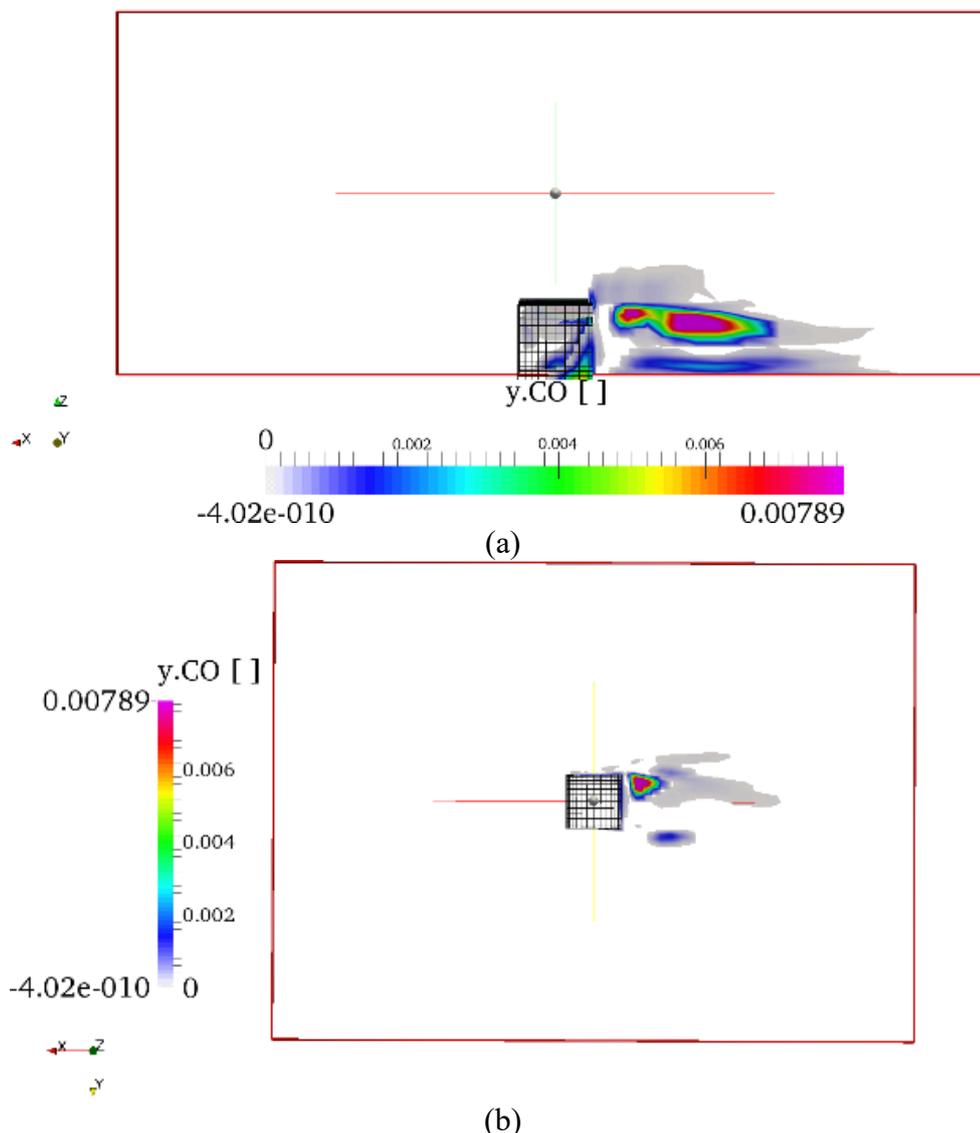


Figura 77. Distribuição do campo de concentrações vertical (a) e horizontal (b), após 73s de simulação. Cenário 4, ventos à 15 m/s.

Diante da intensidade e direção dos ventos lançados, verifica-se que uma carga maior de material poluente permanece próxima ao solo, na região de sotavento do obstáculo (Figura 77 – a) circulando numa extensão e concentração maiores do que as observadas nas simulações anteriores. Nota-se ainda que na região após obstáculo uma parte do poluente que recircula na zona de cavidade permanece no solo, o que pode ser explicado pela condição de contorno de não deslizamento imposta ao início da simulação.

Como o fluido, outrora em repouso, é perturbado por meio de altas velocidades, a quantidade movimento adquirida ao longo da direção supera a das demais direções, portanto, pouca quantidade de CO é dispersa verticalmente, o que explica a maior fração de poluente observada na zona de cavidade em relação aos valores observados nos resultados mostrados na Figura 67 e na Figura 70. A fração de poluente carregada consonante ao sentido do escoamento

dos ventos que se choca ao obstáculo é conduzida para o interior da zona de cavidade caracterizada, como já mencionado, por menor quantidade de momento em seu interior e circulação de uma carga maior de poluentes à menores velocidades.

Etapa B

Assim como realizado nos itens anteriores, lançou-se nova carga de poluentes a partir dos perfis estabelecidos de circulação de ventos. Depois de 73s chegou-se aos resultados mostrados na Figura 78.

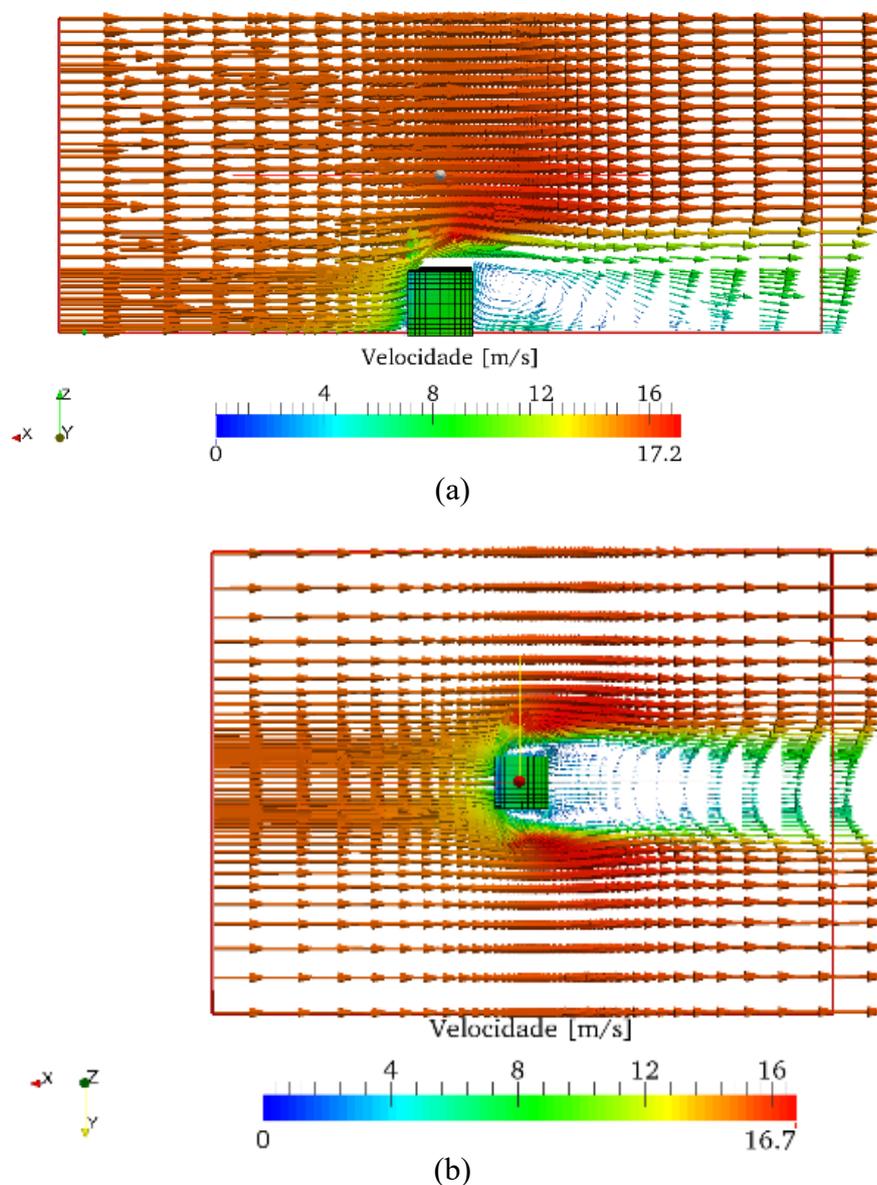


Figura 78. Perfis de velocidade vertical (a) e horizontal (b) após 73s, no Cenário 4, simulados a partir de ventos estabelecidos, oriundos da incidência de ventos à 15m/s.

Ao final dos 73 segundos de simulação percebe-se que o perfil de velocidades permanece inalterado ao ser comparado com do final da Etapa A mesmo com o lançamento da nova carga de poluentes. Na região livre de influências da edificação a velocidade máxima é de 17,2 m/s (Figura 78 – a) o que corresponde ao valor final da simulação na Etapa A. Percebe-se que o campo horizontal de velocidades tem seu maior valor observado de 16,7 m/s na região próxima as paredes do obstáculo (Figura 78 – b). Observa-se que o fluido é acelerado também devido à queda de pressão gerada devido ao choque do fluido com a parede de barlavento do obstáculo, mostradas na Figura 79.

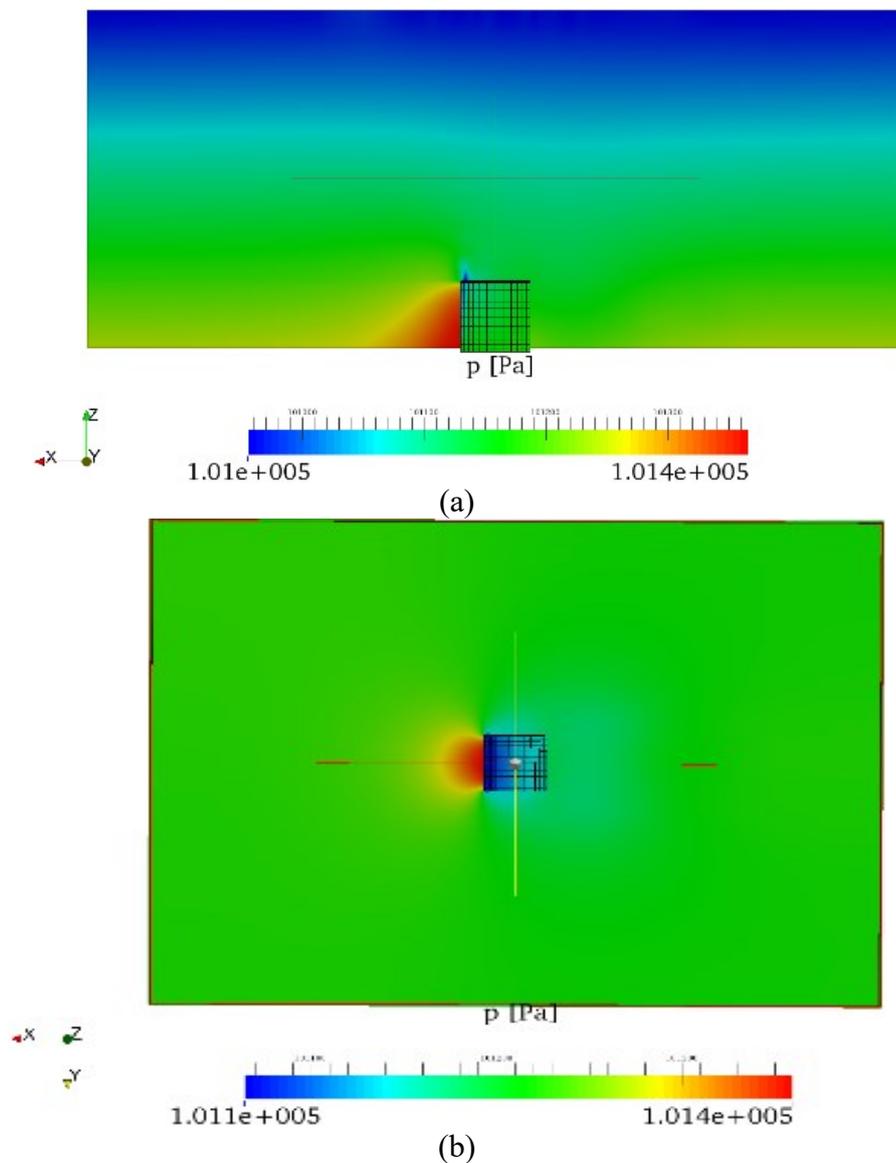


Figura 79. Perfis de pressão vertical (a) e horizontal (b) após 73s, no Cenário 4, simulados a partir de ventos estabelecidos, oriundos da incidência de ventos à 15m/s.

Em relação ao perfil de pressões mostrados na Figura 76, percebe-se pela Figura 79 que a queda de pressão próxima ao edifício é a mesma ao longo de toda a simulação. Isso explica o fato de o perfil de escoamento permanecer inalterado.

Em relação ao campo de concentração, os valores observados são cerca de 10 vezes maiores dentro da região de recirculação a sotavento do obstáculo se comparados aos da Etapa A dessa alínea (Figura 77), tal como mostrado na Figura 80.

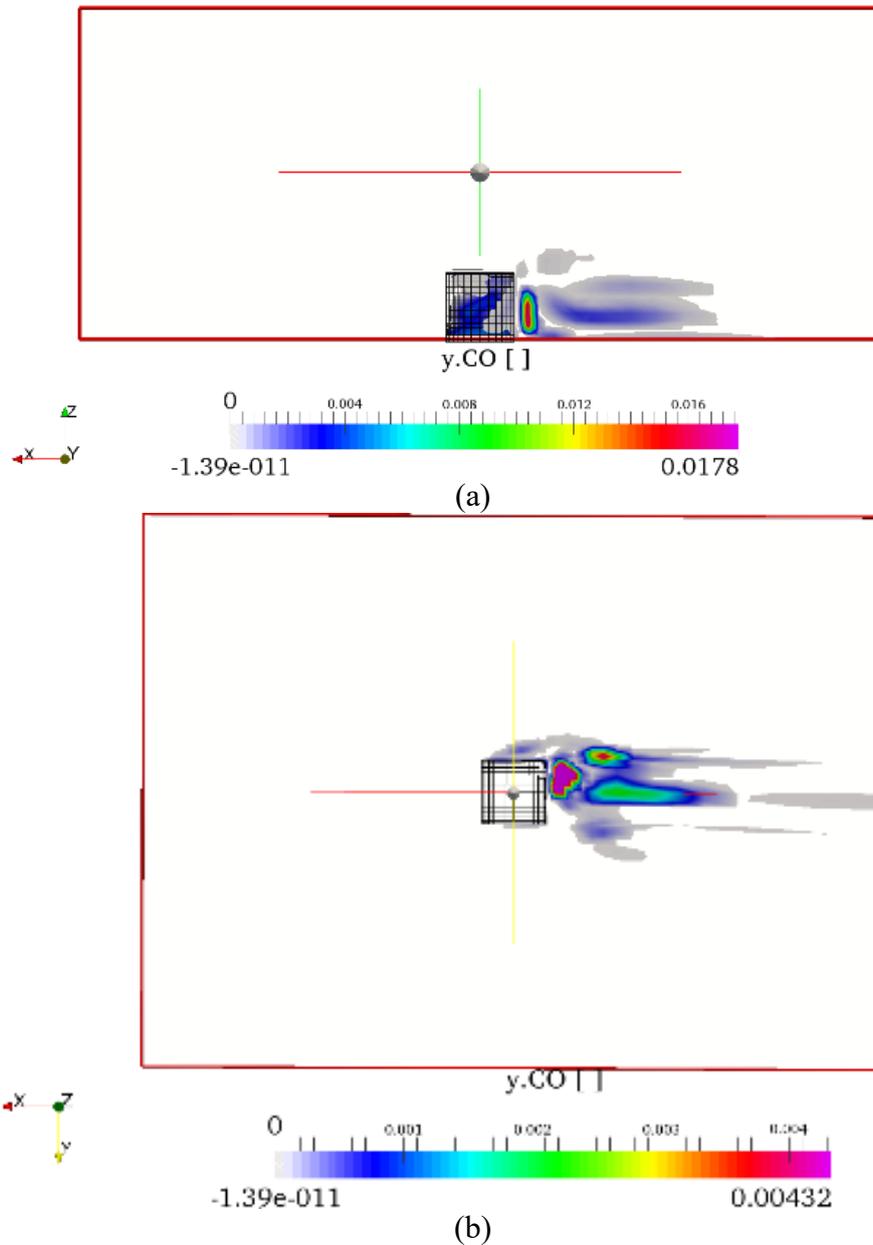


Figura 80. Distribuição do campo de concentrações vertical (a) e horizontal (b), após 73s de simulação, no Cenário 4, simulados a partir de ventos estabelecidos, oriundos da incidência de ventos à 15m/s.

Dado que o perfil de escoamento de ventos já estava estabelecido no momento do lançamento da carga de CO, o mesmo é jogado contra o edifício em maior quantidade, dada a velocidade e a direção de escoamento dos ventos ao qual é submetido, o que implica no aumento da concentração na região de recirculação. Nota-se ainda que a zona de cavidade, onde são observadas as maiores concentrações, encontra-se mais “achatada”, quando a mesma é comparada aos campos de concentrações mostrados para velocidades menores. Isso se dá devido a velocidade de recirculação dentro da zona de cavidade (Figura 78 – a) que é de cerca de 4 m/s, valor suficiente para impulsionar o CO contra a parede do prédio a sotavento do prédio, fazendo com que parte do mesmo seja inclusive lançado para fora da região de cavidade na região próxima ao teto.

Diante de todos os perfis de concentrações analisados, percebe-se que para velocidades de circulação de ar maiores a tendência de acumulação do poluente na região é maior também, aumentando a propensão de aparecimentos das difusões mencionadas na Tabela 8. O resultado da presente seção mostra, segundo a mesma tabela, que ficando submetido a exposição de CO carregado por ventos a velocidade em questão, problemas psicomotores poderiam ser observados para tempos de 8 horas, ou seja, o tempo de uma jornada de trabalho. Na seção seguinte, os resultados mostrados serão analisados à luz do conceito de estratificação atmosférica, por meio da taxa de vertical de decréscimo de temperatura.

5.4.1 Avaliação da condição de estabilidade atmosférica na dispersão do poluente

A partir das simulações realizadas no Cenário 4, traçou-se os perfis de lapso adiabático, cujos gráficos de Temperatura [K] *versus* Altura [m] são mostrados na Figura 81. As condições de estratificação atmosférica à que estavam submetidos os poluentes durante o processo podem ser avaliadas por meio da interpretação dessas curvas ao se comparar os valores das taxas verticais de decréscimo de temperatura aos valores da Tabela 1.

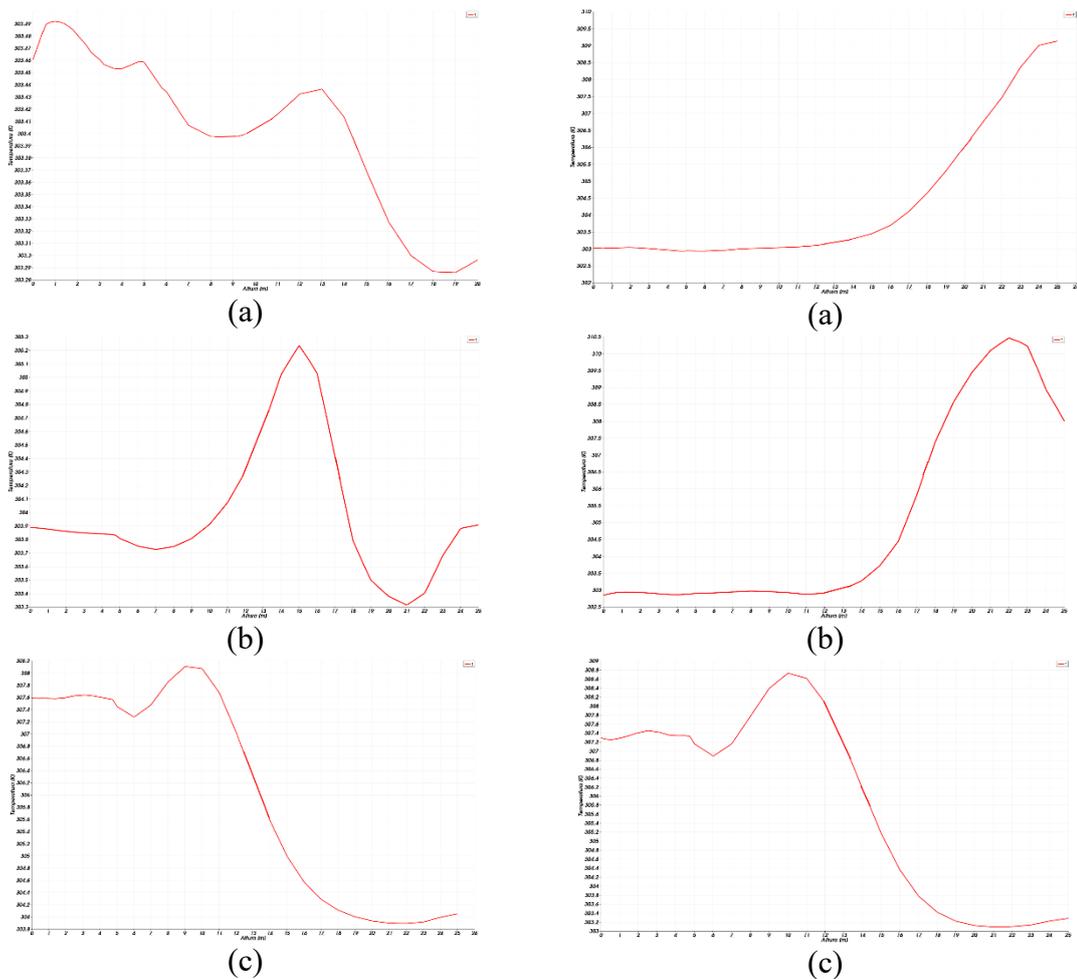


Figura 81. Perfis de lapso adiabático para os lançamentos de poluentes durante o processo de estabelecimento dos perfis de circulação dos ventos e posteriormente com os ventos estabelecidos. a – 2,34 m/s; b – 4 m/s; c – 15m/s.

A Figura 81 – a mostra um escoamento que se dá inicialmente em atmosfera neutra ($\Lambda = -0,01 \frac{^{\circ}\text{C}}{\text{m}}$). Isso é corroborado pelos perfis de fluxo mostrado Figura 65 –a, que mostra uma tendência de horizontalização do fluxo na parte superior da edificação, à sotavento da mesma, pouco acima da zona de cavidade (ZHANG, et al., 1996). Mostra-se ainda uma condição de inversão com mitigação, que se caracteriza por uma massa de poluentes suspensa na parte superior do domínio, o que é corroborado pela Figura 62.

Na sequência mostrada pelo lado direito da Figura 81 – a, o perfil de lapso adiabático, mostra que as condições de escoamento saem de neutras para uma estratificação atmosférica estável. Próximo ao solo a taxa de lapso adiabático torna-se positiva ($\Lambda = 0,03 \frac{^{\circ}\text{C}}{\text{m}}$), sendo que o valor se eleva para posições mais altas da atmosfera ($\Lambda = 0,61 \frac{^{\circ}\text{C}}{\text{m}}$). Esse contexto favorece ainda mais a elevação da nuvem de CO para regiões superiores do domínio computacional, entretanto, percebe-se que devido a condições de inversão térmica o mesmo estaciona-se à uma

altura, sendo carregado, nessa região, pelos ventos incidentes (Figura 67). Por fim, os perfis de fluxo na região ao teto do obstáculo e também à sotavento do mesmo tornam-se ainda mais horizontalizados (Figura 65 – a), se comparados aos da Figura 60, corroborando para a condição de estratificação estável da atmosfera, caracterizada por números de Froude maiores do que 3 ($Fr = 3,34$) (ZHANG, et al., 1996).

Na Figura 81 – b, os perfis de lapso adiabático indicam, ambos, que os respectivos escoamentos se dão sob condições de estratificação atmosférica estável ($\Lambda = 0,23 \frac{^{\circ}C}{m}$, lado esquerdo; $\Lambda = 0,08 \frac{^{\circ}C}{m}$, lado direito). Verifica-se uma condição de inversão térmica para ambos os lançamentos realizados, em que se nota que o poluente se acumula na parte superior do domínio (Figura 70 e Figura 73). O perfil de velocidade horizontalizado na região superior do obstáculo (Figura 68 – a e Figura 71 – a), à sotavento do mesmo, corrobora com os valores de Froude maiores do que três ($Fr = 6,11$), indicando condições de estratificação atmosféricas estáveis em ambos os lançamentos (ZHANG, et al., 1996).

O último perfil de lapso adiabático (Figura 81 – c) refere-se à condição de lançamento da carga de CO carregada por ventos de 15m/s (lado esquerdo) e também ao lançamento da mesma carga do contaminante carregada por um perfil de ventos já estabelecidos (lado direito). Em ambos os gráficos da Figura 81 – c, o escoamento se dá em atmosfera extremamente instável ($\Lambda = -0,51 \frac{^{\circ}C}{m}$, lado esquerdo; $\Lambda = -0,63 \frac{^{\circ}C}{m}$, lado direito). A carga de contaminante lançada, mesmo sendo levemente mais pesada que o ar, tende a descer. Dado que a atmosfera é instável esse efeito tende a ser mais acentuado devido às forças de empuxo, que potencializam os movimentos de ascensão ou involução de plumas gasosas (HANNA, et al., 1982). Pela observação da Figura 77 e da Figura 80, não se notam poluentes se ascendendo em direção a parte superior do domínio, entretanto as concentrações observadas no entorno do obstáculo são superiores ao serem comparadas aos valores observados nos lançamentos à 2,34 m/s e a 4 m/s, indicando que o poluente foi lançado em boa quantidade a região de recirculação formada a sotavento do obstáculo.

6 CONCLUSÕES

- As simulações apresentadas no cenário 1 permitiram caracterizar estruturas típicas reportadas na literatura: vórtices, zona de recolação e zona de estagnação sobre o prédio.

As previsões de estruturas próximas ao solo, como as zonas de ferradura e cavidades de recirculação sobre o prédio, por exemplo, são de difícil de identificação.

- Foi possível identificar as condições de horizontalização dos fluxos típicas de atmosferas estáveis, assim também com os fenômenos de mitigação e inversão térmica à luz do conceito de lapso adiabático.
- Sob atmosfera instável, para velocidade de 15 m/s, no cenário 4, mostrou-se que os movimentos descendentes do Monóxido de Carbono eram intensificados em função da condição empuxo decorrente da estratificação atmosférica.
- Pôde-se averiguar pelas simulações nas respectivas velocidades adotadas no cenário 4 que aquela que torna a atmosfera instável (15 m/s) contribui para maior acumulação de Monóxido de Carbono na região respirável (1,80 m).

7 SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

- Adicionar mais edificações, de modo a propiciar maior realismo das simulações realizadas, sob diferentes conformações geométricas e posicionamento em relação à incidência de ventos.
- Acoplar modelos que levem em consideração o enfileiramento dos veículos, assim também como sua posterior movimentação. Isso melhoraria o entendimento de como se dá a dinâmica da dispersão de poluentes ao momento que saem da descarga dos automóveis, tal informação confirmaria o conceito empregado no cálculo das condições iniciais de emissão de materiais gasosos pela descarga automotiva.
- Realizar simulações que levem em consideração o sistema ar-vapor d'água, utilizado como fundamento do conceito de umidade relativa. Em países como o Brasil, onde os volumes pluviométricos têm grande amplitude, assim também como as temperaturas, o efeito da umidade relativa será bastante contributivo ao processo de dispersão de poluentes gasosos e de partículas.
- Implementar equações que tornem mais explícitas as condições de estratificação atmosféricas simuladas.
- Levantar dados que permitam o cálculo do comprimento de rugosidade superficial na área simulada e também ao entorno.

8 REFERÊNCIAS

ADAM, M. E. N. e AHMED, E. A. 2015. Evaluation of the correlation between Ultraviolet and Broadband Solar Radiation. *International Research Journal of Engineering and Technology*. Dezembro de 2015, Vol. 2, 9, pp. 17-23.

<https://doi.org/10.1136/bmj.4.5838.447>

AI, Z. T. e MAK, C. M. 2013. CFD simulation of flow and dispersion around an isolated building: Effect of inhomogeneous ABL and near-wall treatment, *Atmospheric Environment*. October de 2013, Vol. 77, pp. 568-578.

ASTRUP, P. 1972. Some Physiological and Pathological Effects of Moderate Carbon Monoxide Exposure. *British Medical Journal*. 1972, Vol. 4, pp. 447-452.

BARTH, M., et al. 2006. *COMPREHENSIVE MODAL EMISSIONS MODEL (CMEM), version 3.01*. Riverside : s.n., 2006.

BENSON, P., et al. 1984. *CALINE 4 - A Dispersion Model For Predicting Air Pollutant Concentrations Near Roadways*. Division of New Technology and Research, California Department of Transportation. Sacramento : s.n., 1984. p. 190, Relatório Técnico.

BIRD, R. B., STEWART, W. E. e LIGHTFOOT, E. N. 2004. Distribuição de concentrações no Escoamento Turbulento. [trad.] C. RUSSO. *Fenômenos de Transporte*. 2ª. Rio de Janeiro : LTC - Livros Técnicos e Científicos S.A., 2004, Vol. 1, 21.

—. **2004.** Distribuição de Temperaturas em Escoamentos Turbulentos. [trad.] A. S. TELLES. *Fenômenos de Transporte*. 2ª. Rio de Janeiro : LTC - Livros Técnicos e Científicos S.A., 2004, Vol. 1, 13, pp. 388-391.

—. **2004.** Distribuição de Velocidades no Escoamento Turbulento. [trad.] R. P. PEÇANHA. *Fenômenos de Transporte*. 2ª. Rio de Janeiro : LTC - Livros Técnicos e Científicos S.A., 2004, Vol. 1, 5, pp. 149-159.

BLACKDAR, A. K. e TENNEKES, H. 1968. Asymptotic Similarity in Neutral Barotropic Planetary Boundary Layers. *Journal of the Atmospheric Sciences*. 1968, Vol. 25, pp. 1015-1020.

[https://doi.org/10.1175/1520-0469\(1968\)025<1015:ASINBP>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0469(1968)025<1015:ASINBP>2.0.CO;2)

BOÇON, F. T., MALISKA, C. R. e PASSOS, J. C. 1998. *Modelagem Matemática do Escoamento e da Dispersão de Poluentes na Microescala Atmosférica*. CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA MECÂNICA, Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis : s.n., 1998. Tese de Doutorado.

BRIGGS, G. A. 1973. *Diffusion Estimation for Small Emissions*. Atmospheric Turbulence and Diffusion Lab., National Oceanic and Atmosphere Administration. Oak Ridge : s.n., 1973. p. 59, Technical Report.

<https://doi.org/10.2172/5118833>

CETESB. 2014. *Estudo comparativo entre bases de dados de frota do Estado de São Paulo para o cálculo das estimativas de emissões veiculares*. Diretoria de Engenharia e Qualidade Ambiental, CETESB – COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. São Paulo : s.n., 2014. p. 18, Relatório Técnico.

—. **2015.** *Metodologia de inventário de evaporação de combustível no abastecimento de veículos leves do ciclo Otto*. Diretoria de Engenharia e Qualidade Ambiental , CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO . São Paulo : s.n., 2015. p. 13, INVENTÁRIO DE FONTES MÓVEIS. 13 200 300 .

CEZANA, F. C., REIS, N. C. e SANTOS, J. M. 2007. *Simulação Numérica da Dispersão de Poluentes ao Redor de um Obstáculo sob Diferentes Condições de Estabilidade*. Centro Tecnológico, Universidade Federal do Espírito Santo. Vitória : s.n., 2007. Dissertação de Mestrado.

COUNIHAN, J. 1971. Wind tunnel determination of the roughness length as a function of the fetch and the roughness density of three-dimensional roughness elements. *Atmospheric Environment*. March de 1971, Vol. 5, 8, pp. 637 - 642.

[https://doi.org/10.1016/0004-6981\(71\)90120-X](https://doi.org/10.1016/0004-6981(71)90120-X)

CURBANI, F., REIS, N. C. e SANTOS, J. M. 2004. Dispersão de Poluentes na Atmosfera ao Redor de um Prédio Isolado Através da Simulação de Grandes Escalas. *Proceedings of the 10th Brazilian Congress of Thermal Sciences and Engineering*. 2004, 10, pp. 1-11.

DERUDI, M., et al. 2014. Heavy Gas Dispersion in Presence of a Large Obstacles: Selection of Modeling Tools. *Industrial & Engineering Chemistry Research*. 2014, Vol. 53, pp. 9303-9310.

<https://doi.org/10.1021/ie4034895>

DHARMAVARAN, S., HANNA, S. R. e HANSEN, O. R. 2005. Consequence Analysis—Using a CFD Model for Industrial Sites. *American Institute of Chemical Engineers Process Safety Progress*. 2005, Vol. 24, 4, pp. 316-327.

<https://doi.org/10.1002/prs.10068>

FERNANDES, M. V. O., MURATA, V. V. e BARROZO, M. A. S. 2013. *Simulação da Concentração de Material Particulado Inalável de Origem Veicular em uma Intersecção Sinalizada de Uberlândia - MG.* Faculdade de Engenharia Química, Universidade Federal de Uberlândia. Uberlândia : s.n., 2013. Dissertação de Mestrado.

GOKHALE, S. e KHARE, M. 2004. A review of deterministic , stochastic and hybrid vehicular exhaust emission models. *International Journal of Transport Management.* 2004, Vol. 2, pp. 59-74.

<https://doi.org/10.1016/j.ijtm.2004.09.001>

GOLDER, D. 1972. Relations among stability parameters in the surface layer. *Boundary-Layer Meteorology.* 09 de 1972, Vol. 3, 1, pp. 47-58.

<https://doi.org/10.1007/BF00929796>

GONTIJO, R. G. e RODRIGUES, J. L. A. F. 2011. The Numerical Modeling of Thermal Turbulent Wall Flows with the Classical $\kappa - \varepsilon$ Model. [ed.] E. M. BELO. *Journal of the Brazilian Society of Mechanical Sciences and Engineering.* Janeiro/Março, 2011, Vol. 33, 1, pp. 107-116.

GOUSSEAU, P., BLOCKEN, B. e VAN HEIJST, G. J. F. 2011. CFD simulation of pollutant dispersion around isolated buildings: On the role of convective and turbulent mass fluxes in the prediction accuracy. *Journal of Hazardous Materials.* 2011, Vol. 194, pp. 422-434.

<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2011.08.008>

HANNA, S. R., BRIGGS, G. A. e HOSKER, R. P. 1982. *Handbook of Atmospheric Diffusion.* [ed.] J. S. SMITH. Springfield : Technical Information Center, 1982. pp. 1-5,11-17,19-24,57-63. 740-145/2802.

HOSKER, R. P. 1979. Empirical Estimation of Wake Cavity Size Behind Block-Type Structures. 1979, pp. 603-609.

HUBER, A. H. 1984. EVALUATION OF A METHOD FOR ESTIMATING POLLUTION CONCENTRATIONS DOWNWIND OF INFLUENCING BUILDINGS. *Atmospheric Environmental.* 1984, Vol. 18, 11, pp. 2313-2318.

[https://doi.org/10.1016/0004-6981\(84\)90003-9](https://doi.org/10.1016/0004-6981(84)90003-9)

HUNT, J. C. R., et al. 1978. Kinematical studies of the flows around free or surface-mounted obstacles; applying topology to flow visualization. *Journal of Fluid Mechanics.* May de 1978, Vol. 86, 01, pp. 179- 200.

<https://doi.org/10.1017/S0022112078001068>

ISNARD, A. A. 2004. *Investigação computacional do escoamento e da dispersão de poluentes atmosféricos sobre topografias complexas.* Departamento de Engenharia Mecânica, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro : s.n., 2004. Tese de Doutorado.

KAMPA, M. e CASTANAS, E. 2008. Human health effects of air pollution. *Environmental Pollution*. 2008, Vol. 151, pp. 362-367.

<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2007.06.012>

KUZMIN, D., MIERKA, O. e TUREK, S. 2007. On the implementation of the $k-\epsilon$ turbulence model in incompressible flow solvers based on a finite element discretization. [ed.] C. ZHIHUA. *International Journal of Computing Science and Mathematics*. Dezembro de 2007, Vol. 1, 2, pp. 193 - 206.

<https://doi.org/10.1504/IJCSM.2007.016531>

LAUNDER, B. E. e SPALDING, D. B. 1974. The Numerical Computational of Turbulent Flows. *Computer Methods in Applied Mechanics and Engineering*. 1974, Vol. 3, pp. 269-289.

[https://doi.org/10.1016/0045-7825\(74\)90029-2](https://doi.org/10.1016/0045-7825(74)90029-2)

LETTAU, H. 1969. Note on Aerodynamic Roughness-Parameter Estimation on the Basis of Roughness-Element Description. *Journal of Applied Metereology*. 1969, Vol. 8, pp. 828-832.

[https://doi.org/10.1175/1520-0450\(1969\)008<0828:NOARPE>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0450(1969)008<0828:NOARPE>2.0.CO;2)

LI, Y. e Stathopoulos, T. 1998. Computational evaluation of a pollutant dispersion around buildings: Estimation of numerical errors. *Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics*. 1998, 78, pp. 619-630.

[https://doi.org/10.1016/S0167-6105\(98\)00177-9](https://doi.org/10.1016/S0167-6105(98)00177-9)

LI, Y. 1997. *Numerical Evaluation of Wind-Induced Dispersion of Pollutants around Buildings.* Departmente of building, Civil and Environmental Engineering, Concordia University. Montreal : s.n., 1997. Tese de Doutorado.

LIMA, E. P., DEMARCHI, S. H. e GIMENES, M. L. 2010. Uso do modelo de dispersão CAL3QHC na estimação da dispersão de CO na região central de Maringá, Estado do Paraná. *Acta Scientiarum. Technology*. 2010, Vol. 32, 3.

<https://doi.org/10.4025/actascitechnol.v32i3.4853>

LUHAR, A. K. e BRITTER, R. E. 1989. A random walk model for dispersion in inhomogeneous turbulence in a convective boundary layer. *Atmospheric Environment*. 1989, Vol. 23, 9, pp. 1911-1924.

[https://doi.org/10.1016/0004-6981\(89\)90516-7](https://doi.org/10.1016/0004-6981(89)90516-7)

MACDONALD, R. W., GRIFFITHS, R. F. e HALL, D. J. 1998. An Improved Method for the Estimation of Surface Roughness of Obstacle Arrays. *Atmospheric Environment*. 1998, Vol. 32, 11, pp. 1854-1857.

[https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(97\)00403-2](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(97)00403-2)

MACK, A. e SPRUIJIT, M. P. N. 2013. Validation of OpenFoam for heavy gas dispersion applications. *Journal of Hazardous Materials*. 15 de Novembro de 2013, Vol. 262, pp. 504-516.

<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2013.08.065>

MARTINS, K. C. R. e SANTOS, A. M. 2006. *Análise Experimental, Teórica e Computacional do Escoamento dos Gases de Exaustão no Conversor Catalítico Platina/Paládio Instalado em um Motor de Combustão Interna de Combustão Interna a Etanol*. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade Federal de São Carlos. São Carlos : s.n., 2006. p. 191, Tese de Doutorado.

MENTER, F. R. 1994. Two-equation eddy-viscosity turbulence models for engineering applications. *AIAA Journal*. Agosto de 1994, Vol. 32, 8, pp. 1598-1605.

<https://doi.org/10.2514/3.12149>

MENTER, F. R., KUNTZ, M. e LANGTRY, R. 2003. Ten Years of Industrial Experience with the SST Turbulence Model. *Turbulence, Heat and Mass Transfer*. 2003, Vol. 4, 1.

NGUYEN, K. C., et al. 1997. Predictions of Plume Dispersion in Complex Terrain: Eulerian vs Lagrangian Models. *Atmospheric Environment*. 1997, Vol. 31, 7, pp. 947-958.

[https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(96\)00292-0](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(96)00292-0)

OpenFOAM Foundation. 2014. *OpenFOAM The Open source CFD Toolbox*. 2014. p. 212, Guia de Usuário.

PANOFSKY, H. A. e DUTTON, J. A. 1985. Book Review: Atmospheric Turbulence. Models and Methods for Engineering Applications. *AIAA Journal*. 1985, Vol. 23, 12, pp. 2008-2009.

<https://doi.org/10.2514/3.48643>

PARKINSON, G. V. e JANDALI, T. 1970. A wake source model for bluff body potential flow. *Journal of Fluid Mechanics*. 1970, Vol. 40, 03, pp. 577- 594.

<https://doi.org/10.1017/S0022112070000320>

PETERSEN, R. L. 1997. Wind Tunnel Evaluation of Methods for Estimating Surface Roughness Length at Industrial Facilities. *Atmospheric Environment*. 1997, Vol. 31, 1, pp. 45-57.

[https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(96\)00154-9](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(96)00154-9)

PFLUCK, C. E. F. 2010. *Simulação Fluidodinâmica da Dispersão de Poluentes na Atmosfera*. Departamento de Engenharia Química, Universidade Federal do Rio Grande Sul. Porto Alegre : s.n., 2010. Dissertação de Mestrado.

PUTTOCK, J. S e HUNT, J. C. R. 1978. Turbulent Diffusion from Sources Near Obstacles with Separated Wakes - Part I. An Eddy Diffusion Model. *Atmospheric Environment*. 1978, Vol. 13, pp. 1-13.

[https://doi.org/10.1016/0004-6981\(79\)90238-5](https://doi.org/10.1016/0004-6981(79)90238-5)

REIS JR, N. C. *Fundamentos da Dispersão Atmosférica*. Departamento de Engenharia Ambiental - Centro Tecnológico, Universidade Federal do Espírito Santo. Vitória : s.n. pp. 1-32, Notas de Aula.

RICHARDSON, L. F. 1926. Atmospheric Diffusion Shown on a Distance-Neighbour Graph. *Proceedings of the Royal Society of London. Series A, Containing Papers of a Mathematical and Physical Character*. 1926, Vol. 110, 756, pp. 709-737.

RITZ, B. e YU, F. 1999. The effect of ambient carbon monoxide on low birth weight among children born in southern California between 1989 and 1993. *Environmental Health Perspectives*. 1999, Vol. 107, 1, pp. 17-25.

<https://doi.org/10.1289/ehp.9910717>

SAMOLI, E., et al. 2007. Short-Term Effects of Carbon Monoxide on Mortality: An Analysis within the APHEA Project. *Environ Health Perspect*. 2007, Vol. 115, 11, pp. 1578–1583.

<https://doi.org/10.1289/ehp.10375>

SANTOS, J. M., et al. 2009. Numerical simulation of flow and dispersion around an isolated cubical building: The effect of the atmospheric stratification. *Atmospheric Environment*. November de 2009, Vol. 43, 34, pp. 5484-5492.

<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2009.07.020>

SEINFELD, J. H. e PANDIS, S. 1998. General Circulation of Atmosphere. *Atmospheric Chemistry and Physics – From Air Pollution to Climate Change*. Hoboken : Wiley-Interscience, 1998.

SILVA, C., LANDAU, L. e PIMENTEL, L. C. G. 2013. *Modelagem Lagrangeana da Dispersão Atmosférica de Radionucleotídeos e Sistemas de Informação Geográfica como Ferramentas de Suporte ao Planejamento de Emergência na Área de Influência do Complexo Nuclear de Angra do Reis - RJ*. COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio De Janeiro : s.n., 2013. p. 250, Dissertação de Mestrado.

SOZZI, R. e FAVARON, M. 1998. Method for Estimation of Surface Roughness and Similarity Function of Wind Speed Vertical Profile. *Journal of Applied Meteorology*. 1998 de 1998, Vol. 37, 5, pp. 461-469.

[https://doi.org/10.1175/1520-0450\(1998\)037<0461:MFEOSR>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0450(1998)037<0461:MFEOSR>2.0.CO;2)

STOCKIE, J. M. 2011. The Mathematics of Atmospheric Dispersion Modeling. *Society for Industrial and Applied Mathematics*. 2011, Vol. 53, 2, pp. 349-372.

<https://doi.org/10.1137/10080991X>

STULL, R. B. 2001. Turbulent Kinetic Energy, Stability and Scaling. *An Introduction to Boundary Layer Meteorology*. s.l. : Kluwer Academic Publishers, 2001, 5.6.

—. **2001.** Turbulent Kinetics Energy, Stability and Scaling. *An Introduction to Boundary Layer Meteorology*. s.l. : Kluwer Academic Publishers, 2001, 5.7.

TAYLOR, G. I. 1922. Diffusion by continuous movements. *Proc. London Math. Soc.* 1922, Vol. 20, 1, pp. 196-212.

<https://doi.org/10.1112/plms/s2-20.1.196>

THOMSON, D. J. 1987. Criteria for the selection of stochastic models of particle trajectories in turbulent flows. *Journal of Fluid Mechanics*. 1987, Vol. 180, pp. 529- 556.

<https://doi.org/10.1017/S0022112087001940>

USEPA. 1995. *CAL3QHC version 2.0: A Modeling Methodology for Predicting Pollutant Concentrations Near Roadway Intersections (Revised)*. Research Triangle Park : s.n., 1995. User's Guide.

—. **1996.** *Mobile Source Emission Factor Model 5*. OFFICE OF AIR AND RADIATION, EMISSION PLANNING AND STRATEGIES DIVISION AIR QUALITY ANALYSIS BRANCH. Ann Arbor : s.n., 1996. User's Guide.

ZHANG, Q., et al. 2008. Vehicle emission inventories projection based on dynamic emission factors: A case study of Hangzhou , China. *Atmospheric Environment*. 2008, Vol. 42, 20, pp. 4989–5002.

<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.02.010>

ZHANG, Y. Q., ARYA, S. P. e SNYDER, W. H. 1996. A Comparison of Numerical and Physical Modeling of Stable Atmospheric Flow and Dispersion Around Cubical Building. *Pergamon*. 1996, Vol. 30, 8, pp. 1327-1345.

[https://doi.org/10.1016/1352-2310\(95\)00326-6](https://doi.org/10.1016/1352-2310(95)00326-6)

ZHOU, H. e SPERLING, D. 2001. Traffic emission pollution sampling and analysis on urban streets with high-rising buildings. *Pergamon*. 2001, Vol. 500, 6, pp. 269-281.

[https://doi.org/10.1016/S1361-9209\(00\)00029-8](https://doi.org/10.1016/S1361-9209(00)00029-8)

ZILITINKEVICH, S. S. 1972. On the Determination of the Height of the Ekman Boundary Layer. *Boundary Layer Metereology*. 1972, Vol. 3, pp. 141-145.

<https://doi.org/10.1007/BF02033914>

APÊNDICE 1 – CONDIÇÕES DE CONTORNO EMPREGADAS NO PROBLEMAS DE SIMULAÇÃO

Tabela 14. Velocidade (U) [m/s].

Região Caso	Fronteira a barlavento	Fronteira à sotavento	Laterais	Atmosfera	Obstáculo	Solo
5.1	10,00	zeroGradient	zeroGradient	zeroGradient	0	0
5.3	10,00	zeroGradient	zeroGradient	zeroGradient	0	0
5.4 (a)	2,34	zeroGradient	zeroGradient	zeroGradient	0	0
5.4 (b)	4,00	zeroGradient	zeroGradient	zeroGradient	0	0
5.4 (c)	15,00	zeroGradient	zeroGradient	zeroGradient	0	0

Tabela 15. Energia cinética turbulenta (P) [Pa].

Região Caso	Fronteira a barlavento	Fronteira à sotavento	Laterais	Atmosfera	Obstáculo	Solo
5.1	zeroGradient	zeroGradient	zeroGradient	zeroGradient	zeroGradient	zeroGradient
5.3	zeroGradient	zeroGradient	zeroGradient	zeroGradient	zeroGradient	zeroGradient
5.4 (a)	zeroGradient	zeroGradient	zeroGradient	zeroGradient	zeroGradient	zeroGradient
5.4 (b)	zeroGradient	zeroGradient	zeroGradient	zeroGradient	zeroGradient	zeroGradient
5.4 (c)	zeroGradient	zeroGradient	zeroGradient	zeroGradient	zeroGradient	zeroGradient

Tabela 16. Temperatura (T) [K].

Região Caso	Fronteira a barlavento	Fronteira à sotavento	Laterais	Atmosfera	Obstáculo	Solo
5.1	-	-	-	-	-	-
5.3	303	303	zeroGradient	zeroGradient	303	303
5.4 (a)	zeroGradient	zeroGradient	zeroGradient	zeroGradient	303	303
5.4 (b)	zeroGradient	zeroGradient	zeroGradient	zeroGradient	303	303
5.4 (c)	zeroGradient	zeroGradient	zeroGradient	zeroGradient	303	303

Tabela 17. Energia cinética turbulenta (κ) $\left[\frac{m^2}{s^2}\right]$.

Região Caso	Fronteira a barlavento	Fronteira à sotavento	Laterais	Atmosfera	Obstáculo	Solo
5.1	0,060	zeroGradient	zeroGradient	zeroGradient	0,436	0436
5.3	0,375	zeroGradient	zeroGradient	zeroGradient	0,375	0,375
5.4 (a)	0,021	zeroGradient	zeroGradient	zeroGradient	0,149	0,149
5.4 (b)	0,060	zeroGradient	zeroGradient	zeroGradient	0,436	0,436
5.4 (c)	0,844	zeroGradient	zeroGradient	zeroGradient	0,149	0,149

Tabela 18. Dissipação de energia cinética turbulenta (ϵ) $\left[\frac{m^2}{s^3}\right]$.

Região Caso	Fronteira a barlavento	Fronteira à sotavento	Laterais	Atmosfera	Obstáculo	Solo
5.1	14,855	zeroGradient	zeroGradient	zeroGradient	14,855	14,855
5.3	14,855	zeroGradient	zeroGradient	zeroGradient	14,855	14,855
5.4 (a)	4,835	zeroGradient	zeroGradient	zeroGradient	10,415	10,415
5.4 (b)	4,375	zeroGradient	zeroGradient	zeroGradient	85,805	85,805
5.4 (c)	1,273	zeroGradient	zeroGradient	zeroGradient	15,413	15,413

Tabela 19. Fração de CO (y_{CO}) [].

Região Caso	Fronteira a barlavento	Fronteira à sotavento	Laterais	Atmosfera	Obstáculo	Solo
5.1	-	-	-	-	-	-
5.3	zeroGradient t	zeroGradient t	zeroGradient	inletOutlet	zeroGradient nt	zeroGradient
5.4 (a)	zeroGradient t	zeroGradient t	zeroGradient	inletOutlet	zeroGradient nt	zeroGradient
5.4 (b)	zeroGradient t	zeroGradient t	zeroGradient	inletOutlet	zeroGradient nt	zeroGradient
5.4 (c)	zeroGradient t	zeroGradient t	zeroGradient	inletOutlet	zeroGradient nt	zeroGradient

Tabela 20. Fração de ar (y_{ar}) [].

Região Caso	Fronteira a barlavento	Fronteira à sotavento	Laterais	Atmosfera	Obstáculo	Solo
5.1	-	-	-	-	-	-
5.3	zeroGradient	zeroGradient t	zeroGradient	inletOutlet	zeroGradient nt	zeroGradient
5.4 (a)	zeroGradient	zeroGradient t	zeroGradient	inletOutlet	zeroGradient nt	zeroGradient
5.4 (b)	zeroGradient	zeroGradient t	zeroGradient	inletOutlet	zeroGradient nt	zeroGradient
5.4 (c)	zeroGradient	zeroGradient t	zeroGradient	inletOutlet	zeroGradient nt	zeroGradient

APÊNDICE 2 – MÉTODO DOS VOLUMES FINITOS

Pelo método de Volumes Finitos, o domínio de cálculo é subdividido em pequenos subdomínios denominados células. Essas células servirão como delimitadores de um volume controle que norteará o balanço físico de uma grandeza (φ) transportada, passando por ele, tal como mostrado na Figura 82, abaixo.

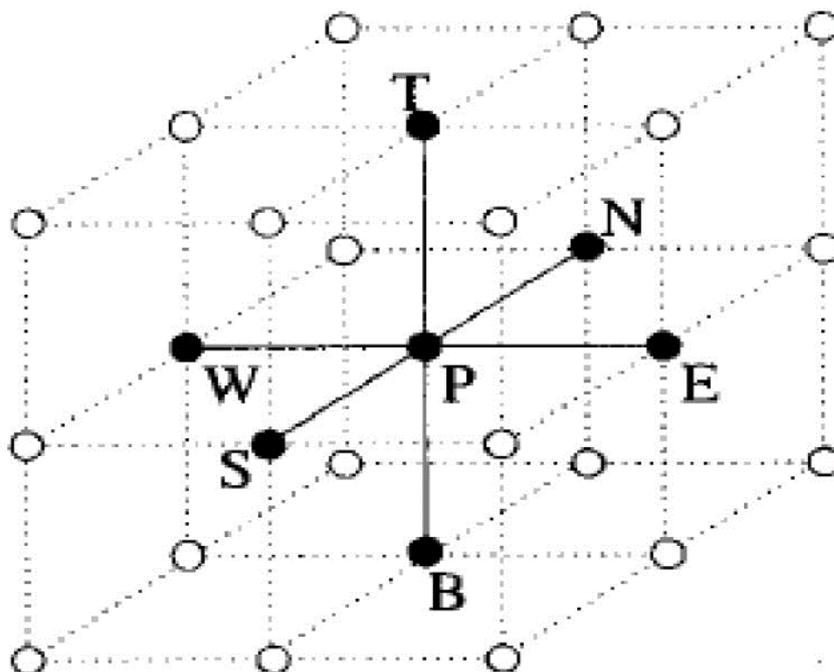


Figura 82. Subdomínio para formulação das equações de discretização

Matematicamente, podemos descrever a equação (155), como modelo para esse fenômeno.

$$\frac{\partial}{\partial t}(\rho\varphi) + \frac{\partial}{\partial x_i}(U_i\rho\varphi) = \frac{\partial}{\partial x_i}\left(\gamma \frac{\partial \varphi}{\partial x_i}\right) + S \quad (155)$$

O modelo acima é resolvido integrando-se suas parcelas sobre as entradas e saídas do subdomínio, num intervalo de tempo (Δt). Como resultado disso teremos o mostrado pelas equações (156) a (159).

$$\int_t^{t+\Delta t} \iiint \frac{\partial}{\partial t}(\rho\varphi) dt dV \approx (\rho_P\varphi_P - \rho_P^0\varphi_P^0)\Delta V \quad (156)$$

$$\int_t^{t+\Delta t} \iiint \frac{\partial}{\partial x_i}(U_i\rho\varphi) dV dt \approx \begin{cases} [(U_1\rho\varphi)_e - (U_1\rho\varphi)_w]\Delta t \\ [(U_2\rho\varphi)_n - (U_2\rho\varphi)_s]\Delta t \\ [(U_3\rho\varphi)_t - (U_3\rho\varphi)_b]\Delta t \end{cases} \quad (157)$$

$$\int_t^{t+\Delta t} \iiint \frac{\partial}{\partial x_i} \left(\gamma \frac{\partial \varphi}{\partial x_i} \right) dV dt \approx \begin{cases} \left[\left(\gamma \frac{\partial \varphi}{\partial x_1} \right)_e - \left(\gamma \frac{\partial \varphi}{\partial x_1} \right)_w \right] \Delta t \\ \left[\left(\gamma \frac{\partial \varphi}{\partial x_2} \right)_n - \left(\gamma \frac{\partial \varphi}{\partial x_2} \right)_s \right] \Delta t \\ \left[\left(\gamma \frac{\partial \varphi}{\partial x_3} \right)_t - \left(\gamma \frac{\partial \varphi}{\partial x_3} \right)_b \right] \Delta t \end{cases} \quad (158)$$

$$S \approx S_C + S_P \varphi_P \quad (159)$$

A pesar da integração ser avaliada nas faces do domínio é comum que os valores sejam armazenados nos pontos do grid para tanto aproxima-se os mesmos por diferenças centrais ao ponto de discretização (P), conforme as equações (160) a (162), abaixo.

$$(U_1 \rho \varphi)_e - (U_1 \rho \varphi)_w = \zeta (U_1 \rho)_e (\varphi_E - \varphi_P) - \zeta (U_1 \rho)_w (\varphi_P - \varphi_W) \quad (160)$$

$$\left(\gamma \frac{\partial \varphi}{\partial x_1} \right)_e - \left(\gamma \frac{\partial \varphi}{\partial x_1} \right)_w = \frac{\gamma_e}{\delta x_1^{(e)}} (\varphi_E - \varphi_P) - \frac{\gamma_w}{\delta x_1^{(w)}} (\varphi_W - \varphi_P) \quad (161)$$

$$\zeta \equiv \frac{\text{Distancia do ponto (P) à face}}{\text{Distância entre os pontos}} \quad (162)$$

Sendo que para as demais direções o procedimento é análogo ao das equações acima. Define-se ainda por elas, as forças convectivas (\mathcal{F}) e difusivas (\mathcal{D}), conforme as equações (163) e (164).

$$\mathcal{F}_f = (U_i \rho)_f \prod_{\substack{j=1 \\ j \neq i}}^3 \Delta x_j, \forall f = \begin{cases} \{e, w\}, i = 1 \\ \{n, s\}, i = 2 \\ \{t, b\}, i = 3 \end{cases} \quad (163)$$

$$\mathcal{D}_f = \left(\frac{\gamma}{\delta x_i} \right)_f \prod_{\substack{j=1 \\ j \neq i}}^3 \Delta x_j, \forall f = \begin{cases} \{e, w\}, i = 1 \\ \{n, s\}, i = 2 \\ \{t, b\}, i = 3 \end{cases} \quad (164)$$

Ao substituir as equações decorrentes das definições de \mathcal{F} e \mathcal{D} , nas aproximações para os termos difusivos e convectivos dados pelas equações (157) a (159) e, esses por sua vez na equação (155), de transporte da grandeza φ , resulta na equação (165) que descreve o seu balanço ao ser transportada através da célula de centro P .

$$a_P \varphi_P = a_E \varphi_E + a_W \varphi_W + a_N \varphi_N + a_S \varphi_S + a_T \varphi_T + a_B \varphi_B + b \quad (165)$$

Como os coeficientes da variável transportada (φ) foram aproximados por diferenças centrais, eles serão dados pelas equações (166) a (169), que se seguem, de acordo com as faces (f) a que se referem e de acordo com o ponto (viz) onde estão definidos.

$$a_{\text{viz}} = \mathcal{D}_f - \frac{1}{2} \mathcal{F}_{\text{viz}}, \forall (\text{viz} = \{E, W, N, S, T, B\}, f = \{e, w, n, s, t, b\}) \quad (166)$$

$$b = S_c \frac{\Delta V}{\Delta t} + a_P^0 \varphi_P^0 \quad (167)$$

$$a_P^0 = \rho_P^0 \frac{\Delta V}{\Delta t} \quad (168)$$

$$a_P = \sum_{\text{viz}} a_{\text{viz}} + a_P^0 - S_p \frac{\Delta V}{\Delta t} \quad (169)$$

Discutidos o modelo matemático, utilizando em escoamentos turbulentos e o método para resolução numérica das equações do modelo, o empregaremos no problema desse trabalho a ser especificado adiante.

APÊNDICE 3 – RESULTADOS DAS SIMULAÇÕES PARA OS CASOS NO ITEM 5.4

Total de Monóxido de Carbono lançado na João Naves de Ávila = 154,938 mol

Total de Monóxido de Carbono lançado na João Pinheiro = 130,501 mol

Taxa de Emissão de Monóxido de Carbono na João Naves de Ávila = $90,10 \frac{\text{g}}{\text{vei}\cdot\text{hr}}$

Taxa de Emissão de Monóxido de Carbono na João Pinheiro = $8,48 \frac{\text{g}}{\text{vei}\cdot\text{hr}}$

Período do Lançamento 1 (segundos) = 73s

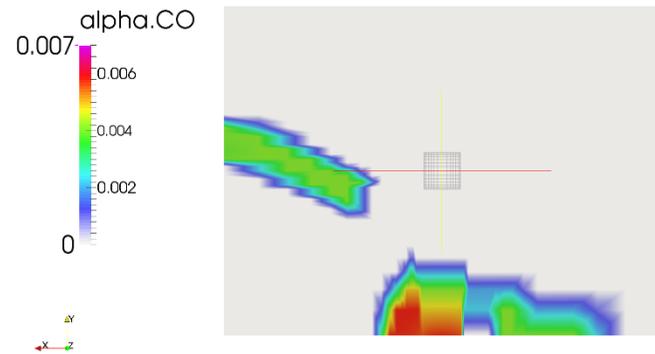
Período do Lançamento 2 (segundos) = 73s

Temperatura Ambiente = 303 K

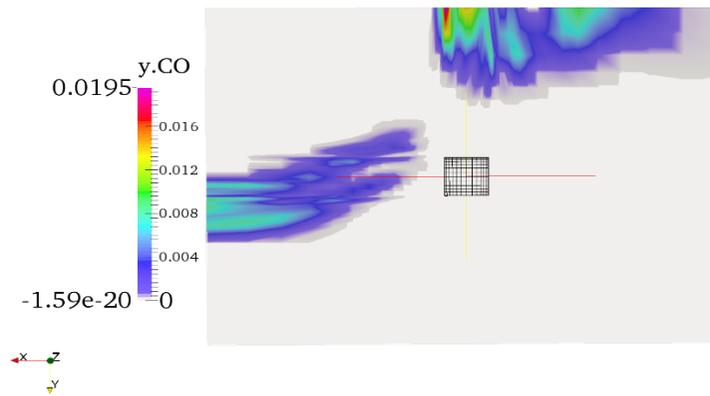
Temperatura Ambiente = 303 K

Velocidade do Vento = 2,34 m/s

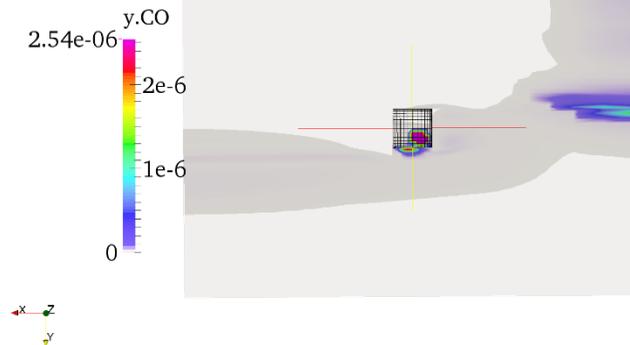
Direção do Vento = (-1 0 0)



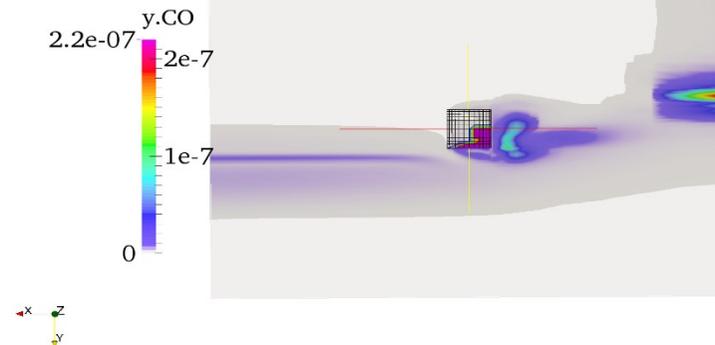
Tempo = 46,2 segundos



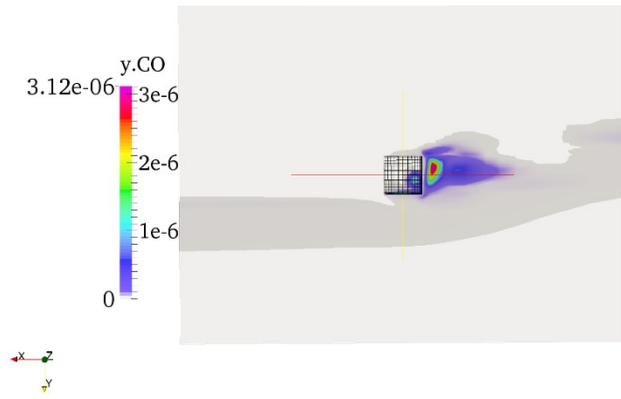
Tempo = 49,2 segundos



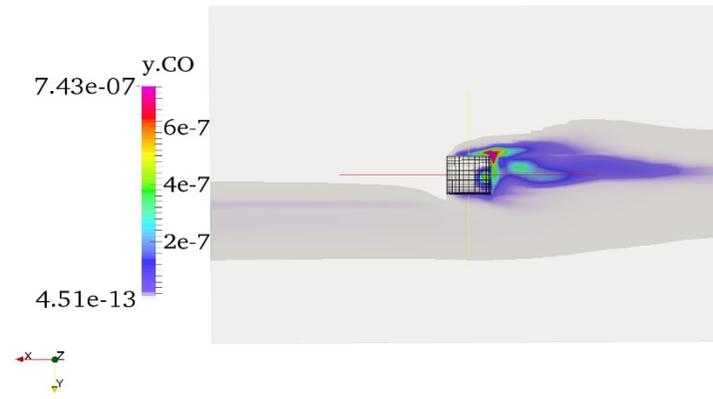
Tempo = 69,2 segundos



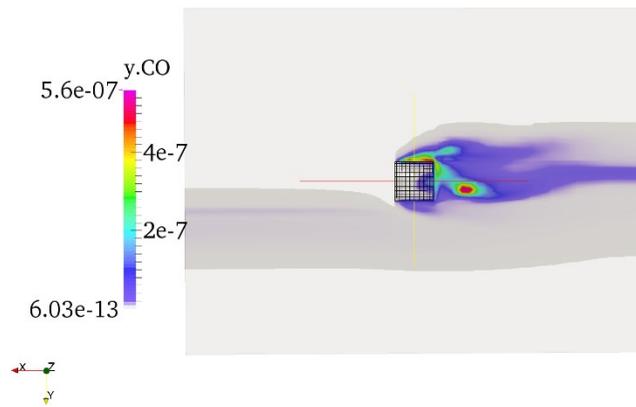
Tempo = 79,2 segundos



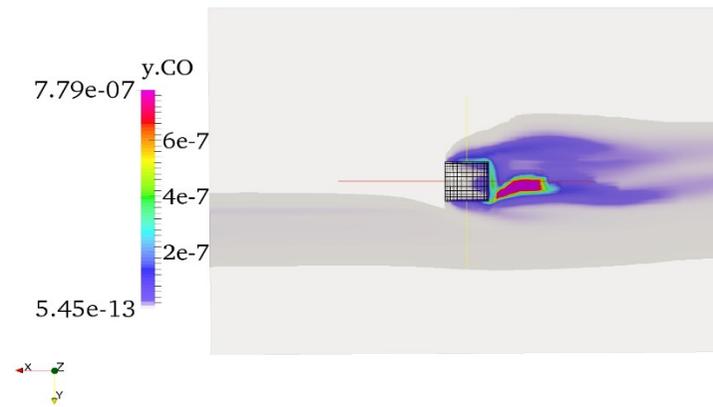
Tempo = 89,2 segundos



Tempo = 99,2 segundos

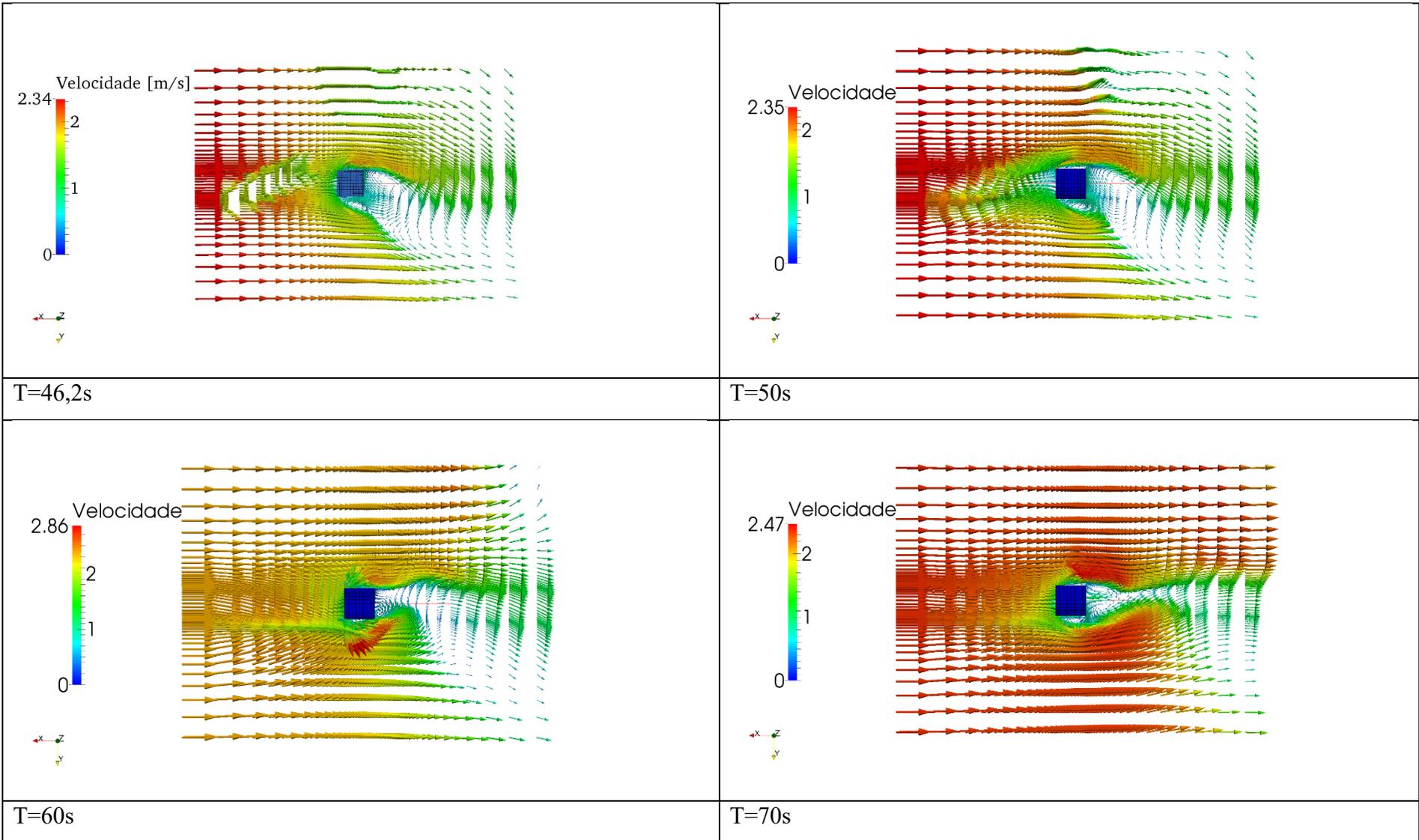


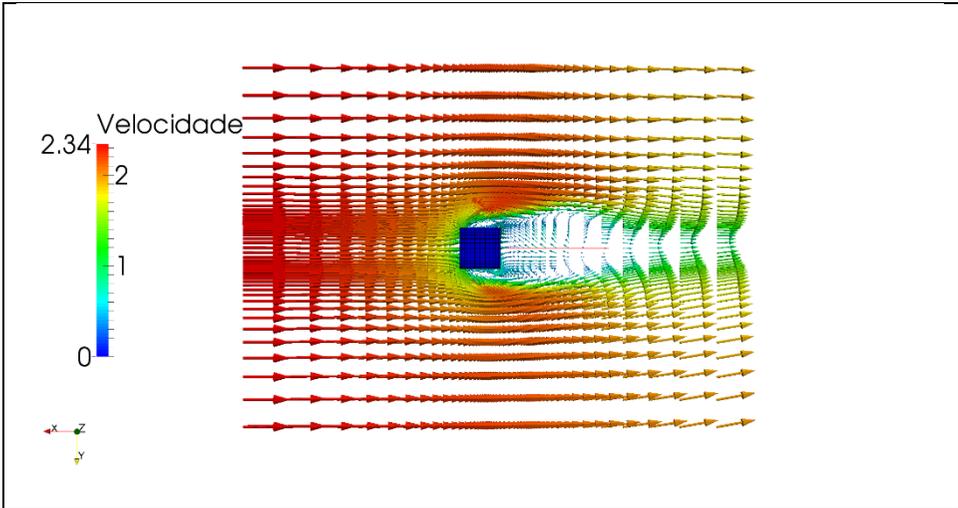
Tempo = 109,2 segundos



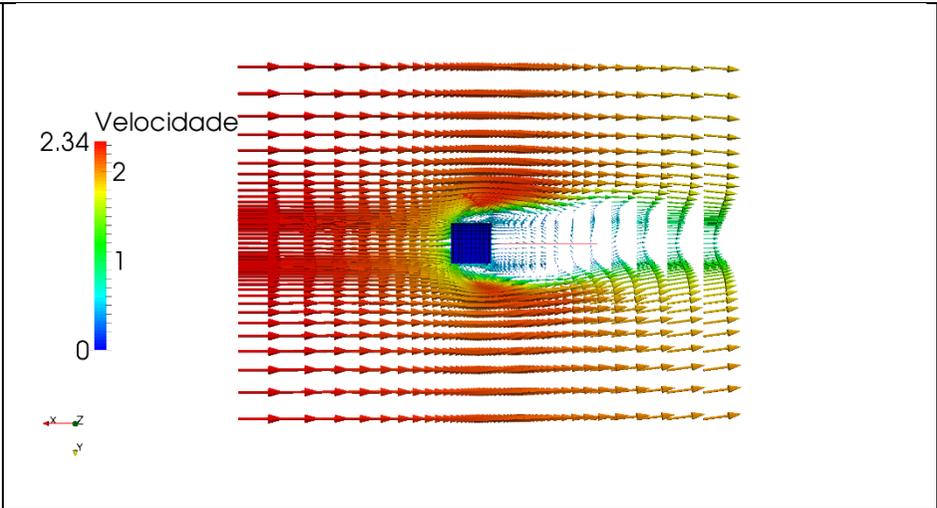
Tempo = 119,2 segundos

Velocidade. Plano horizontal

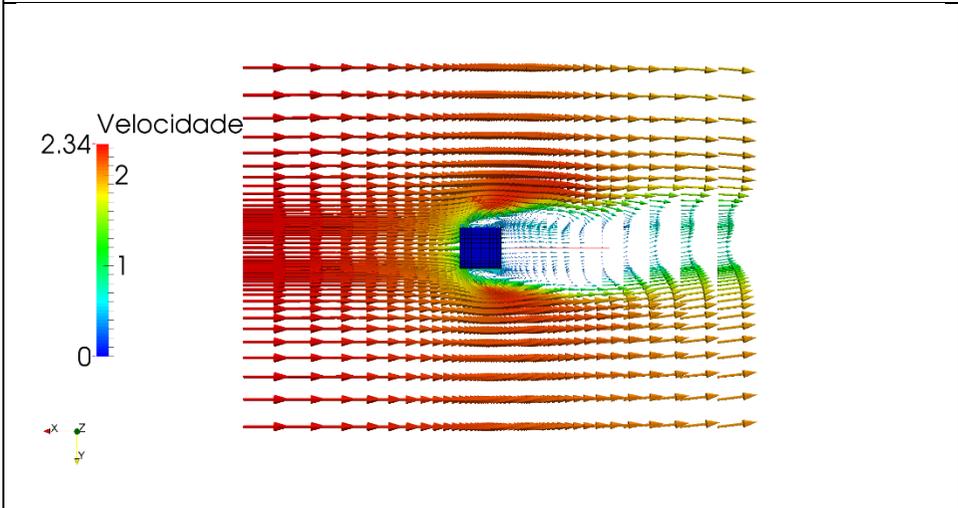




T=90s

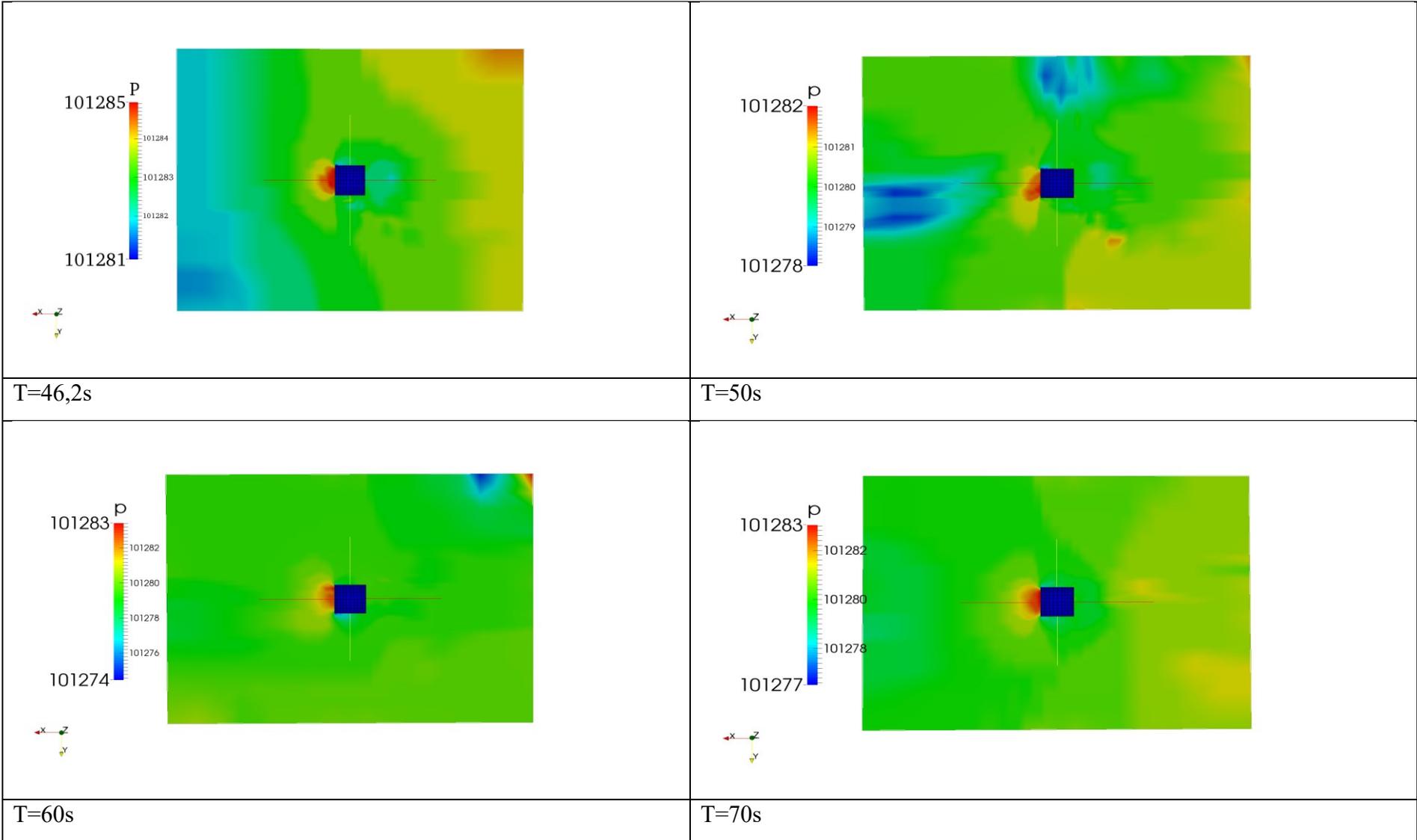


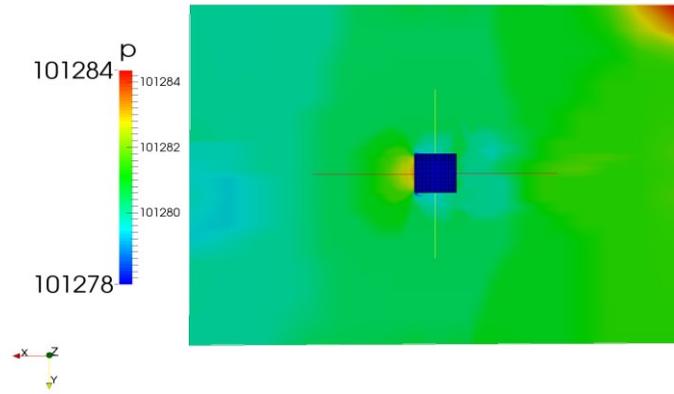
T=100s



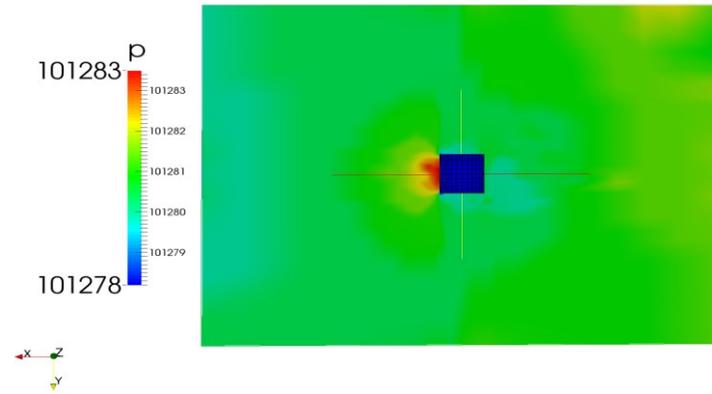
T=110s

Pressão

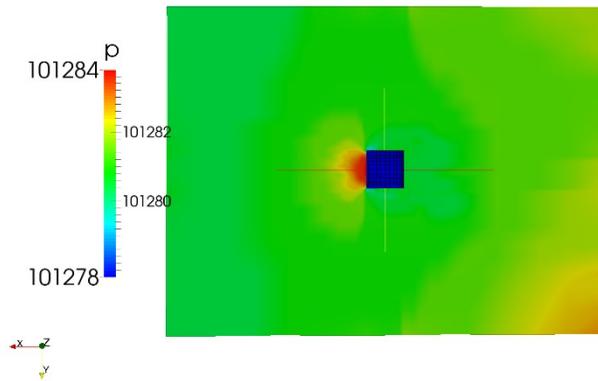




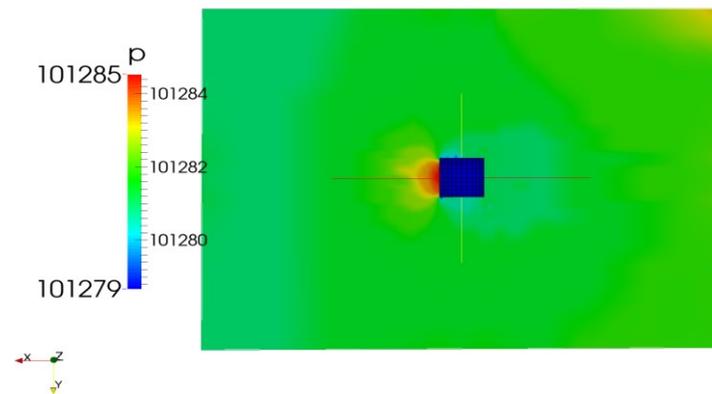
T=80s



T=90s

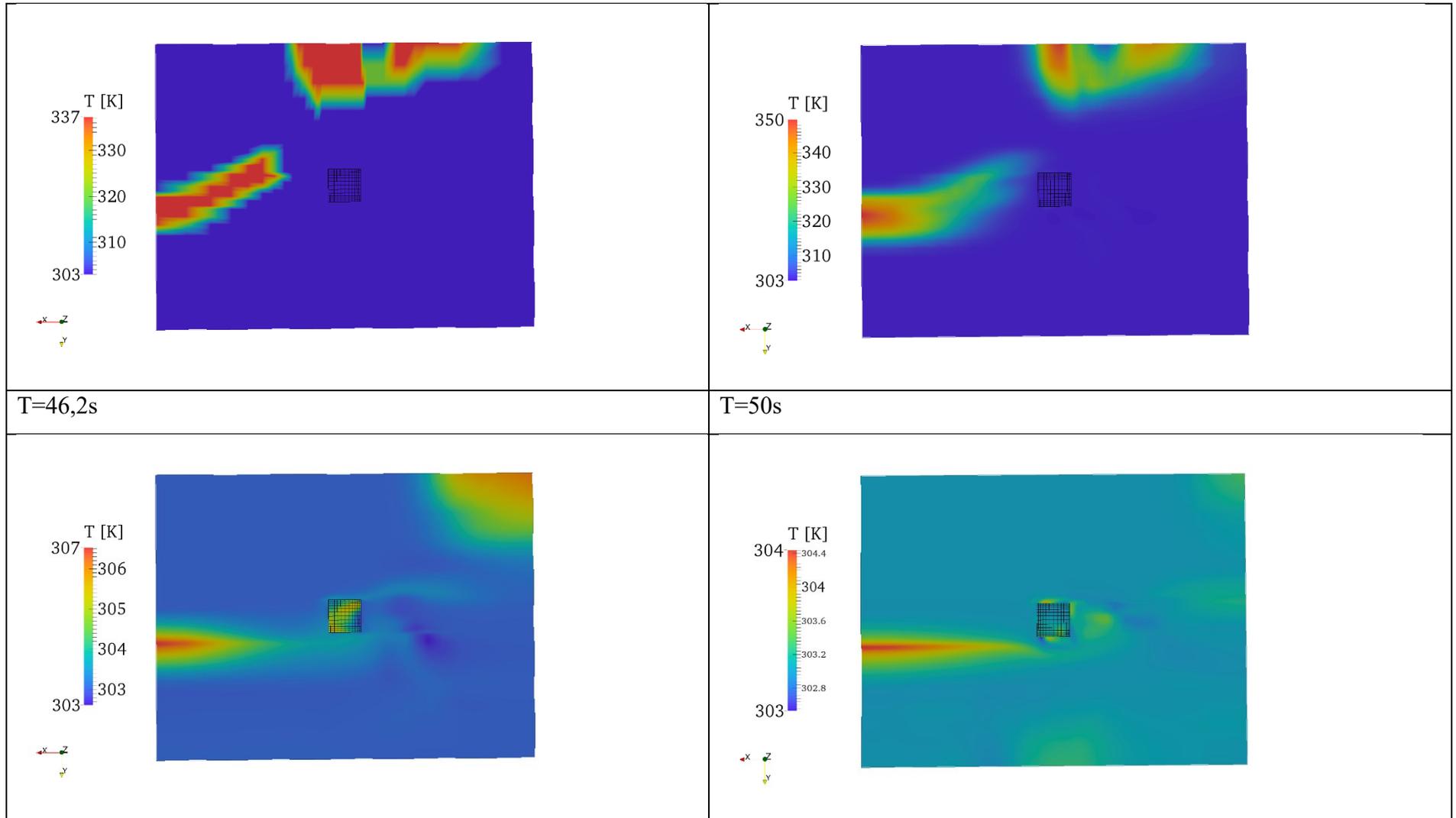


T=100s

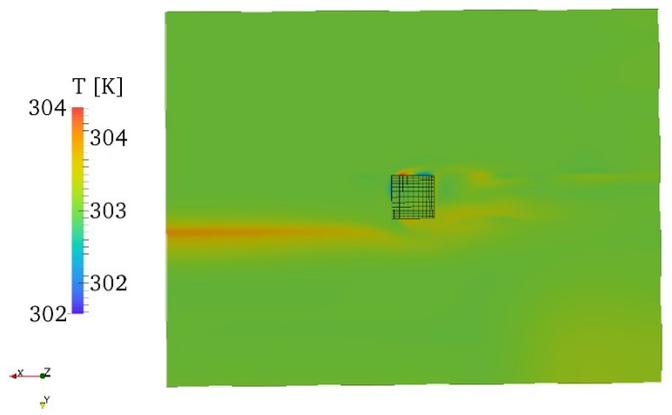


T=110s

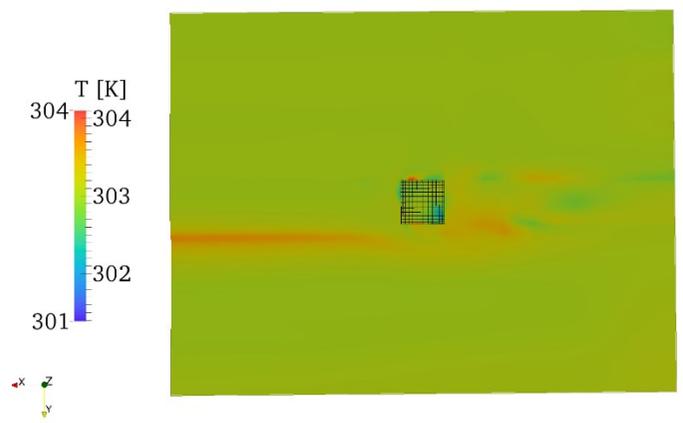
Temperatura Horizontal



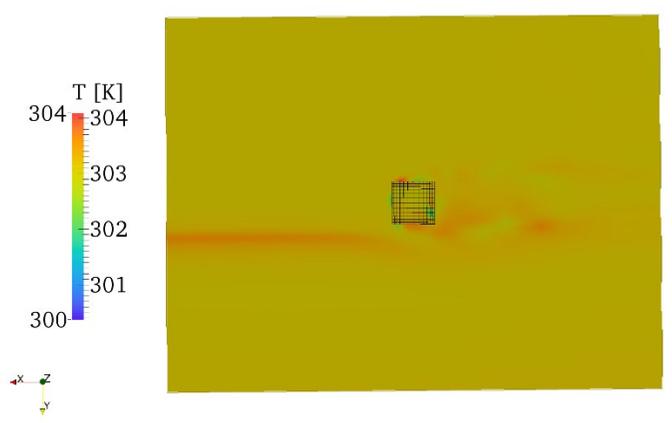
T=60s



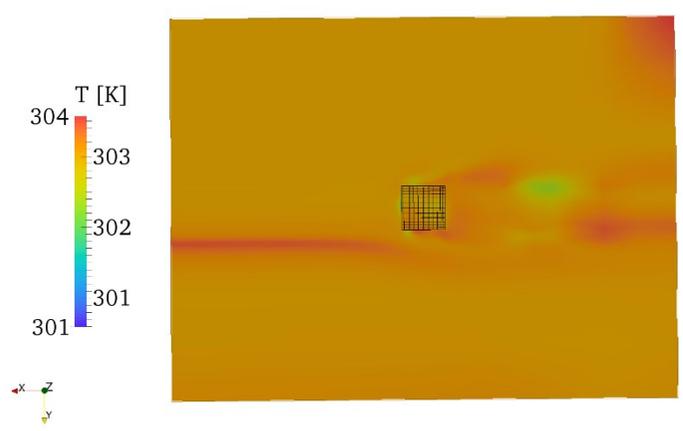
T=70s



T=80s



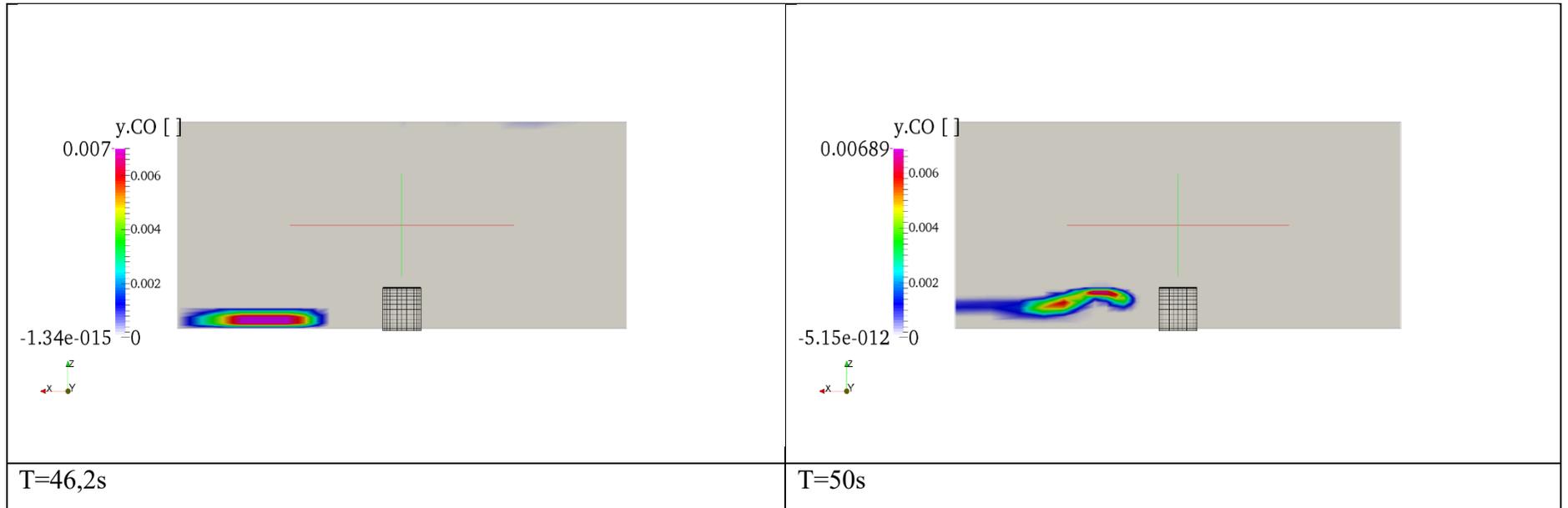
T=90s

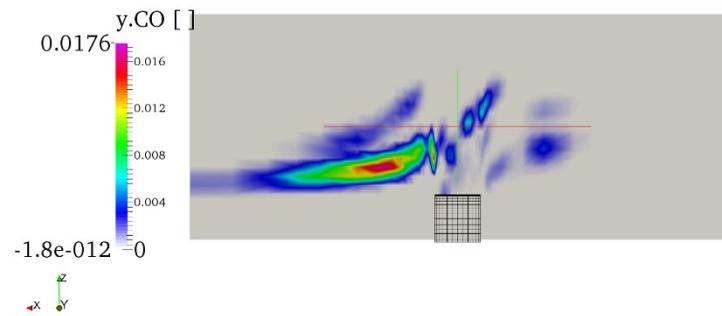


T=100s

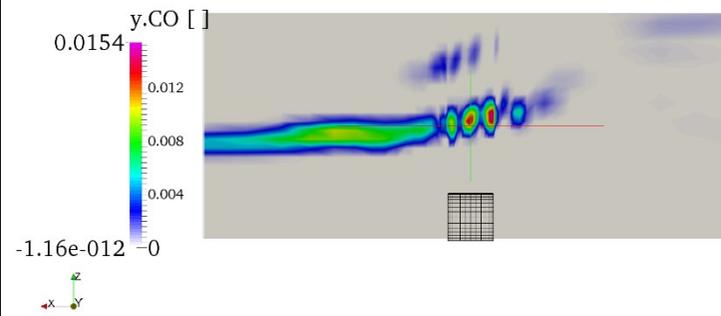
T=119.2s

Dispersão de CO. Plano vertical

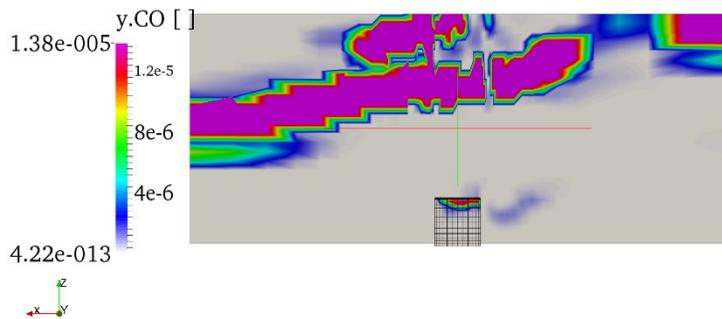




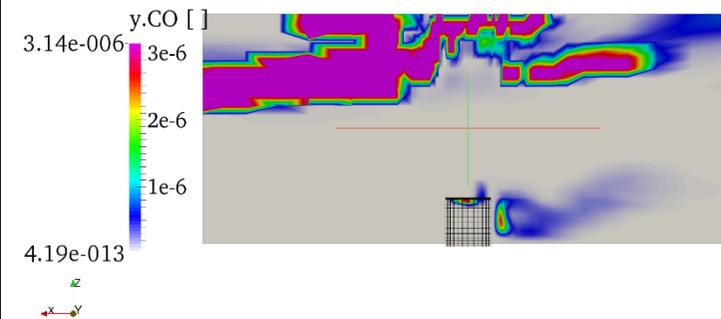
T=60s



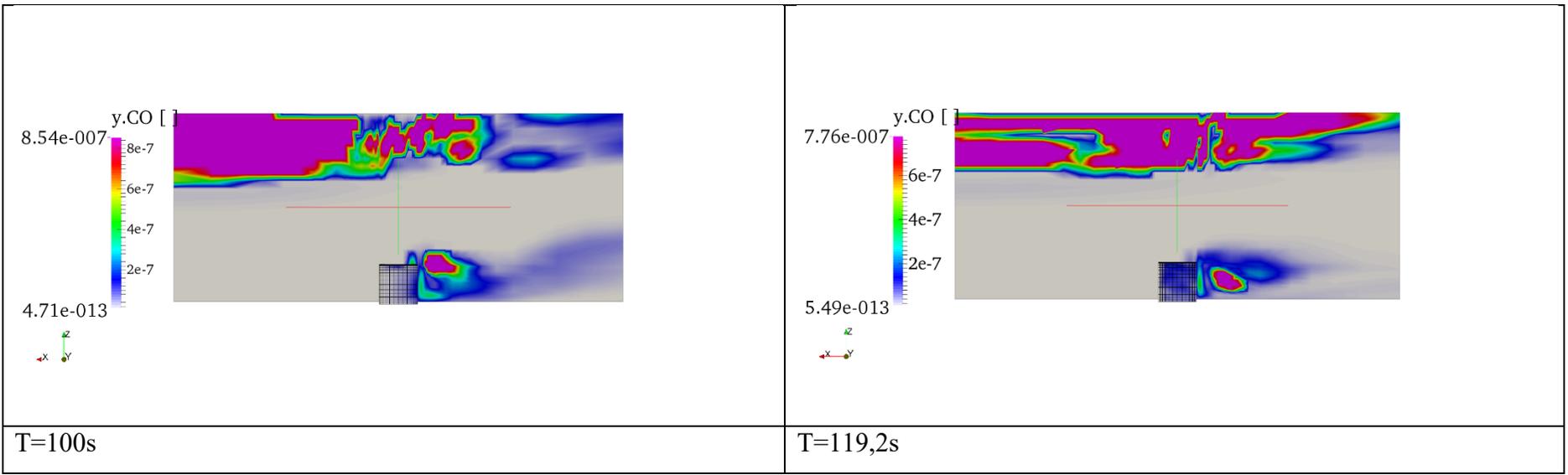
T=70s



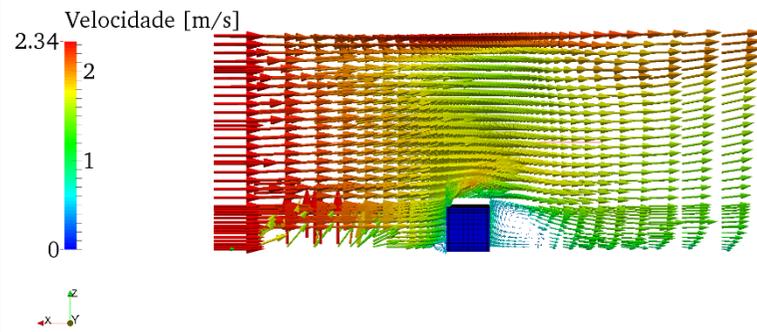
T=80s



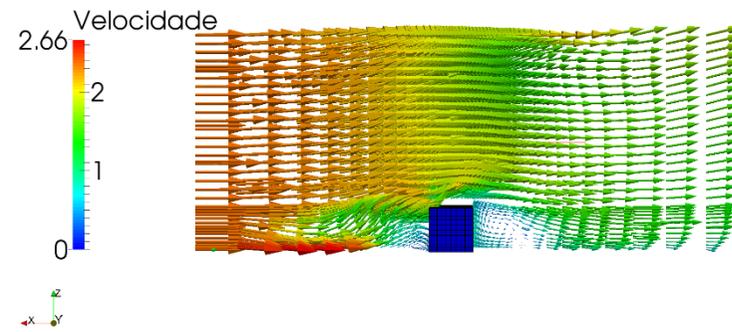
T=90s



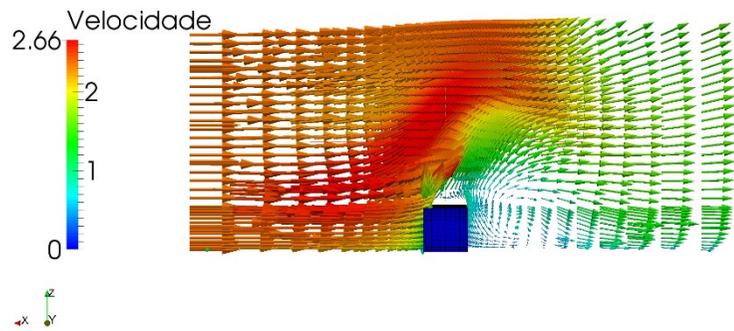
Velocidade. Plano Vertical Central



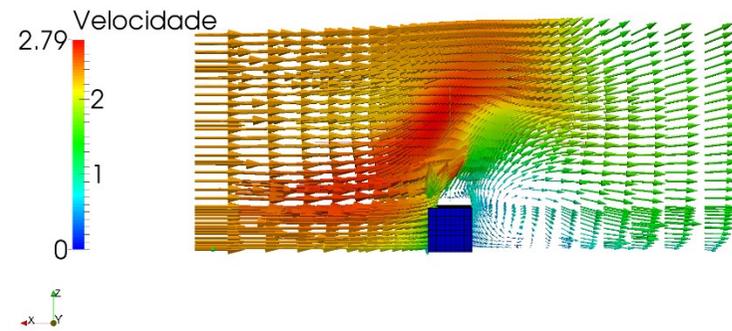
T=46,2s



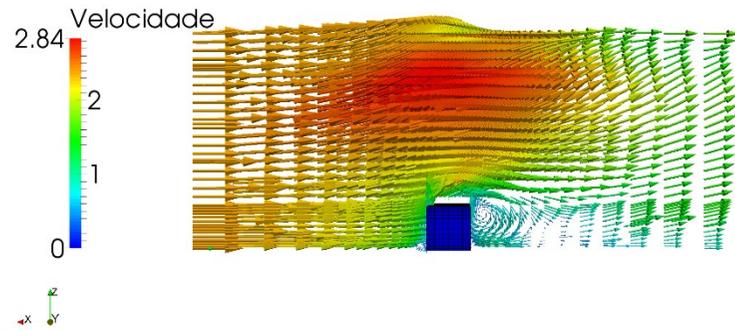
T=50s



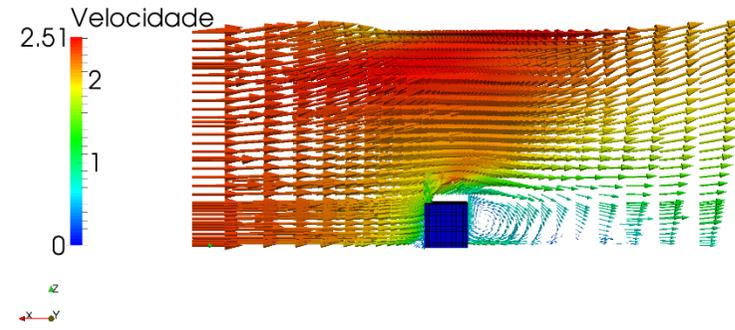
T=60s



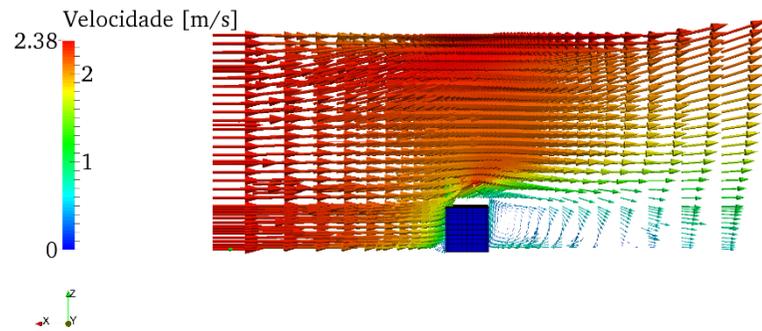
T=70s



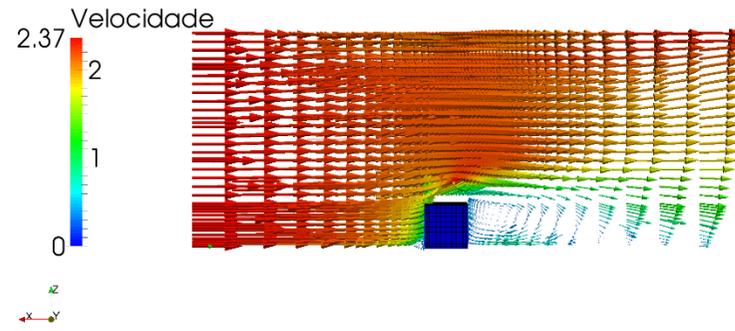
T=80s



T=90s

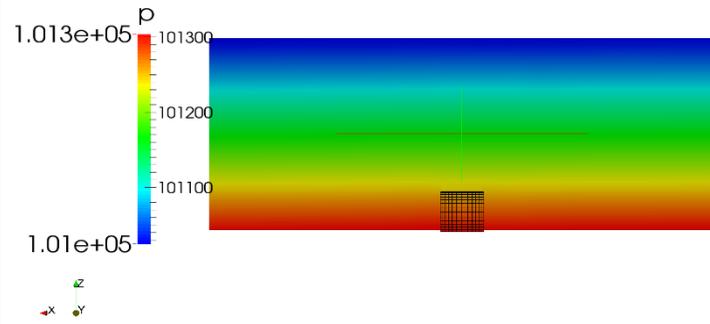


T=100s

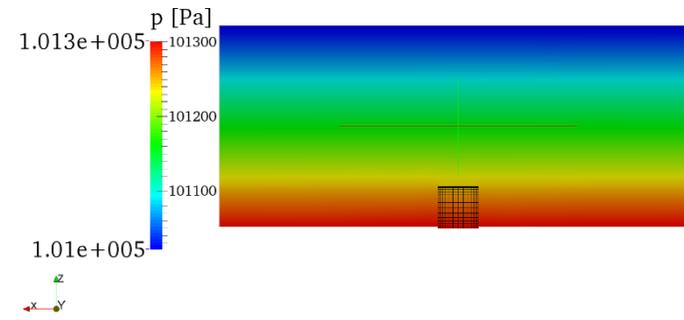


T=119,2s

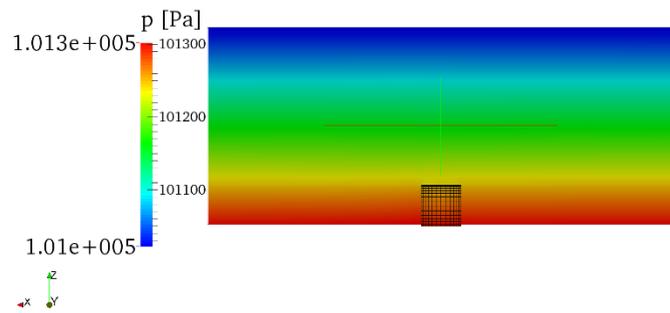
Pressão Vertical



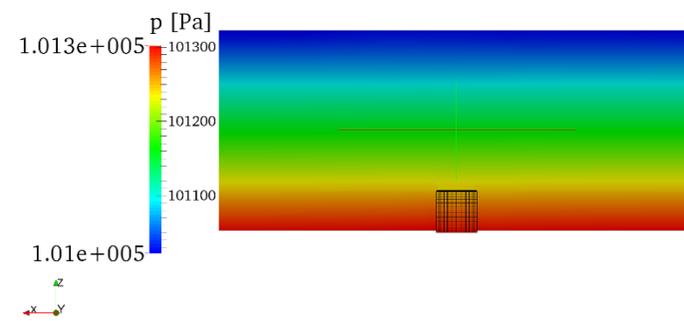
$T=46,2s$



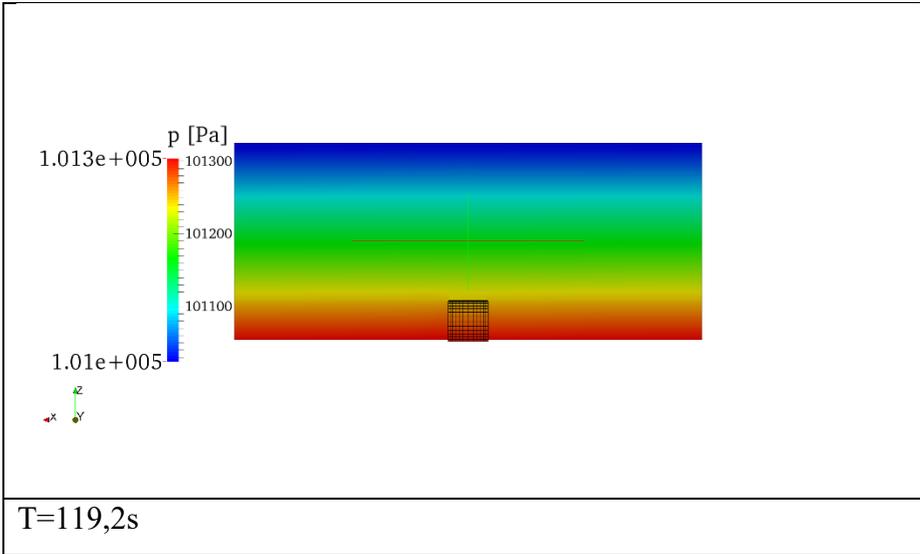
$T=50s$



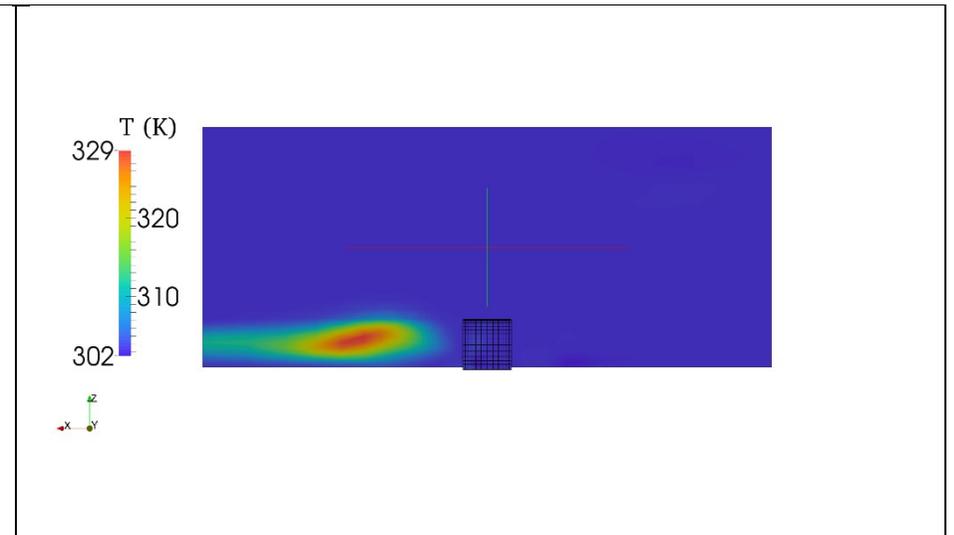
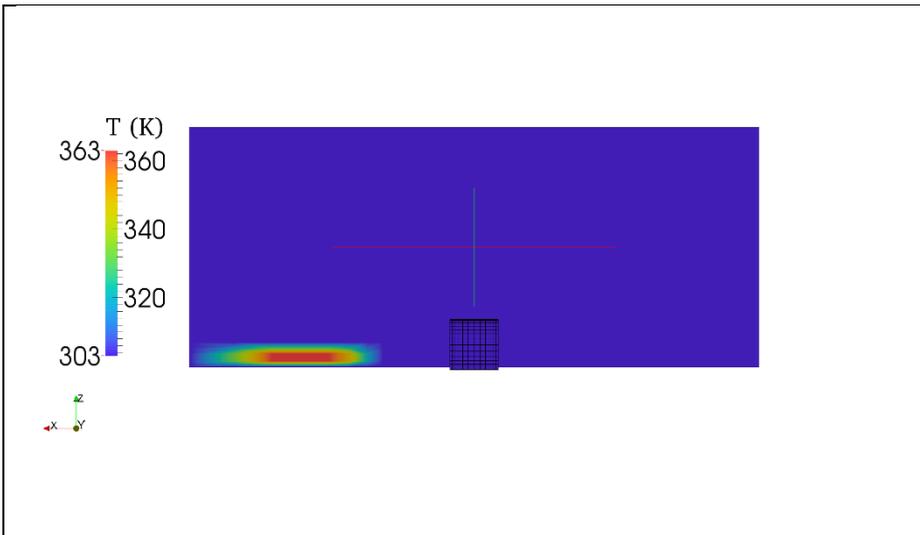
$T=60s$



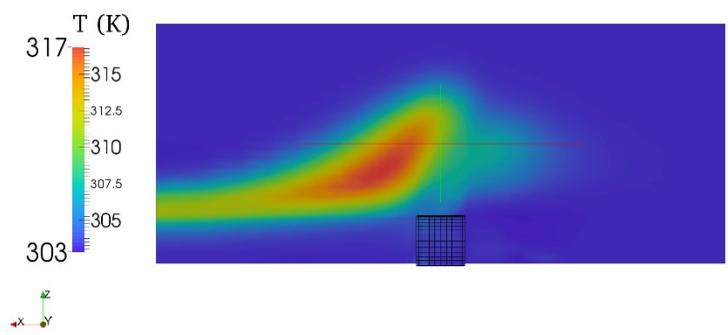
$T=90s$



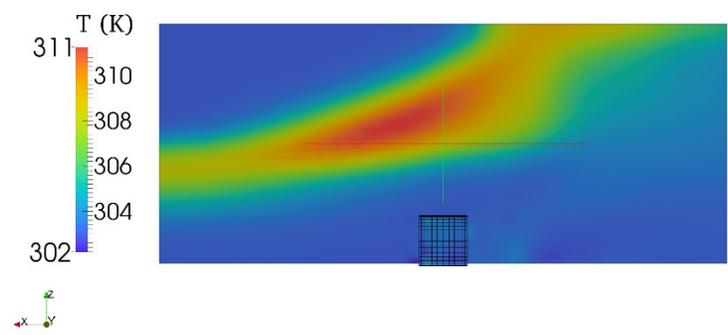
Temperatura Vertical



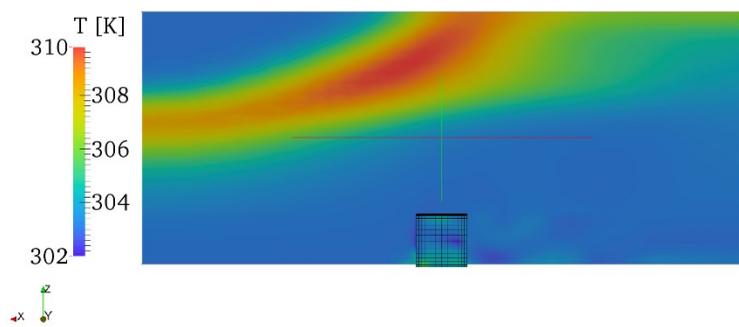
T=46,2s



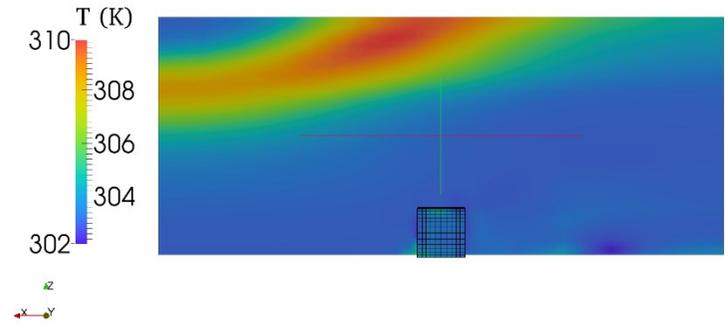
T=50s



T=60s

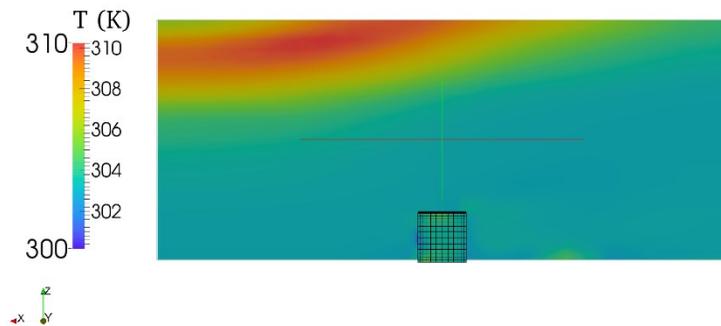


T=70s

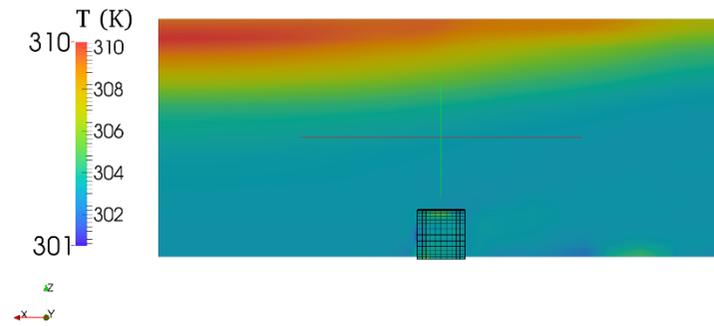


T=80s

T=90s



T=100s



T=119,2s

Total de Monóxido de Carbono lançado na João Naves de Ávila = 154,938 mol

Total de Monóxido de Carbono lançado na João Pinheiro = 130,501 mol

Taxa de Emissão de Monóxido de Carbono na João Naves de Ávila = $90,10 \frac{\text{g}}{\text{vei}\cdot\text{hr}}$

Taxa de Emissão de Monóxido de Carbono na João Pinheiro = $8,48 \frac{\text{g}}{\text{vei}\cdot\text{hr}}$

Período do Lançamento 1 (segundos) = 73s

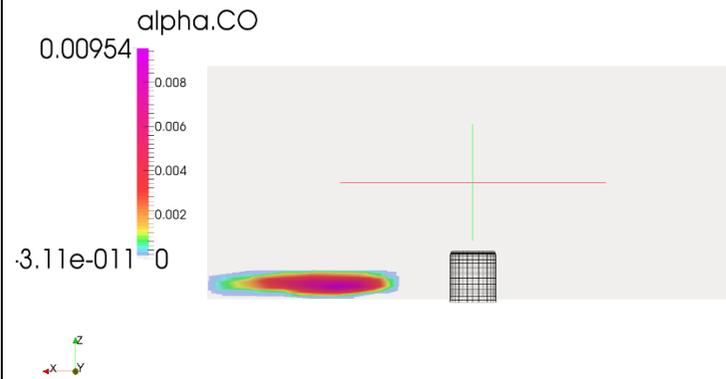
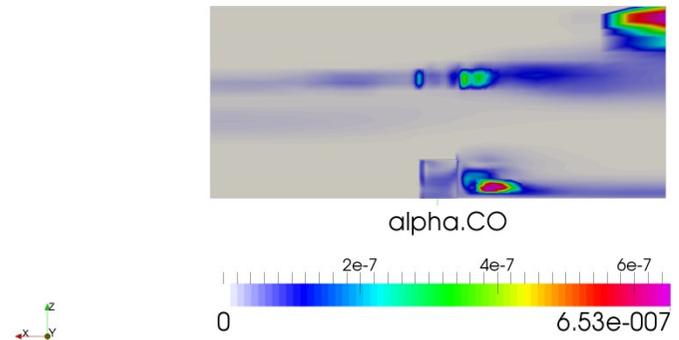
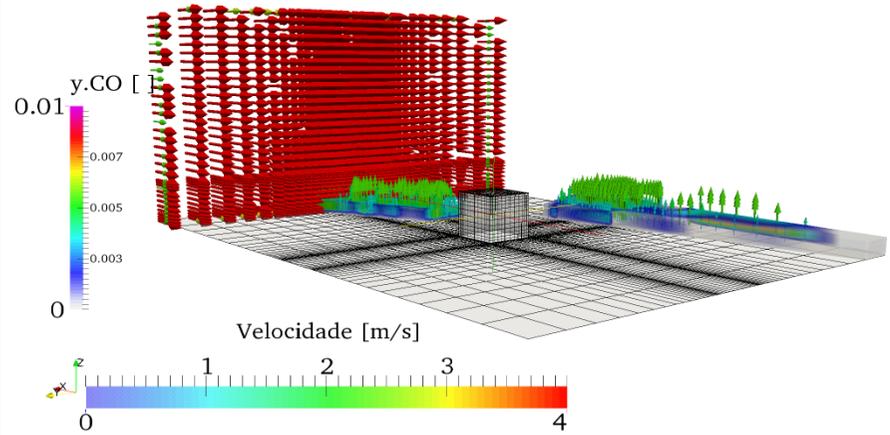
Período do Lançamento 2 (segundos) = 73s

Temperatura Ambiente = 303 K

Velocidade do Vento = 4 m/s

Direção do Vento (-1 0 0)

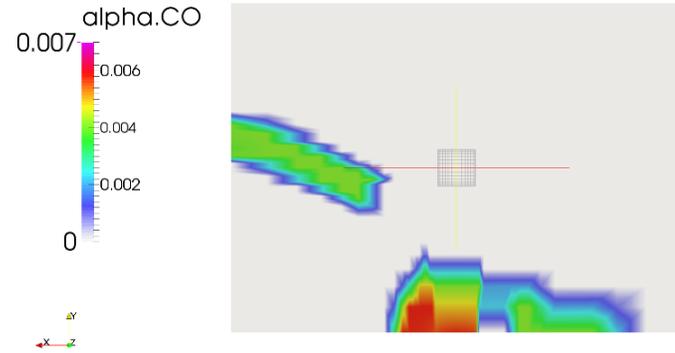
ETAPA A: Simulação da emissão de monóxido de carbono a partir de fontes não pontuais



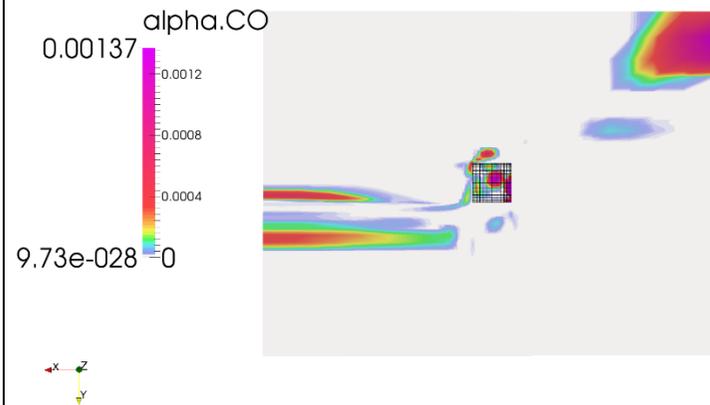
Tempo = 0 s

T = 73 s

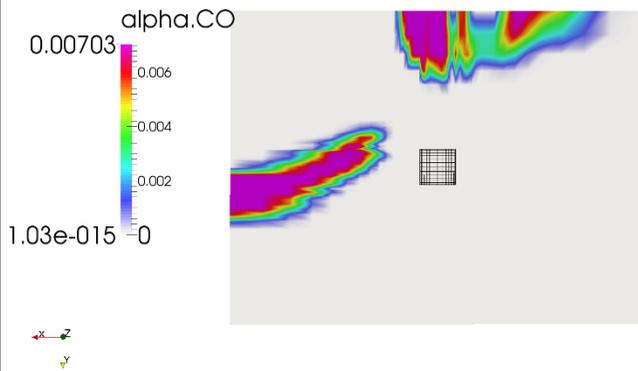
Etapa B



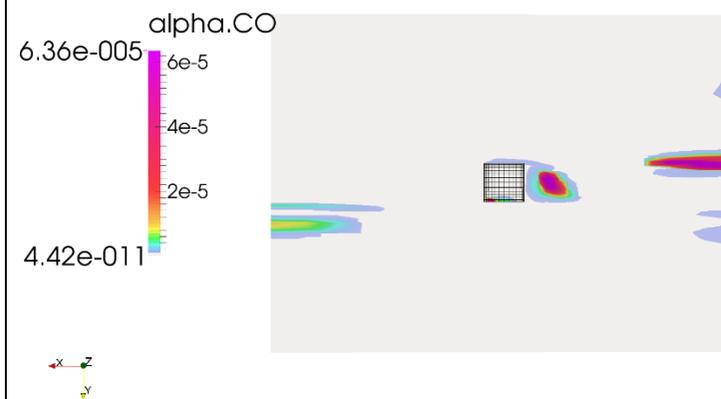
Tempo = 73 segundos



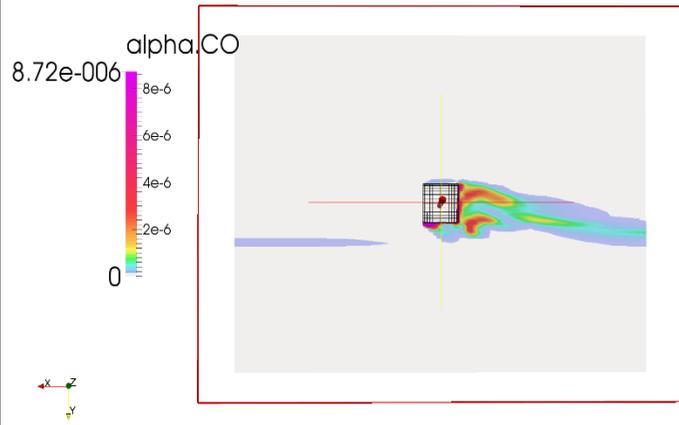
Tempo = 80 segundos



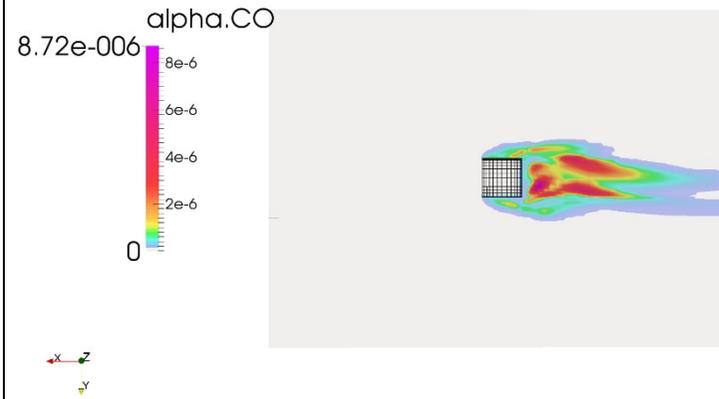
Tempo = 74 segundos



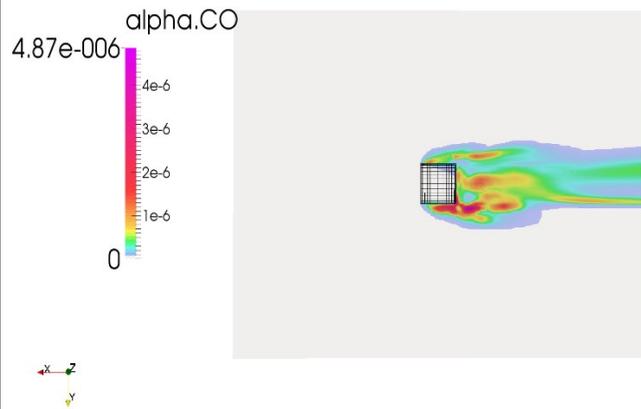
Tempo = 90 segundos



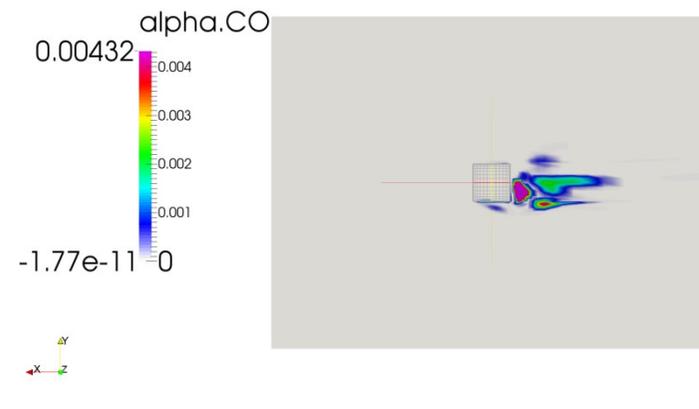
Tempo = 100 segundos



Tempo = 110 segundos



Tempo = 130 segundos



Tempo = 146 segundos

Total de Monóxido de Carbono lançado na João Naves de Ávila = 154,938 mol

Total de Monóxido de Carbono lançado na João Pinheiro = 130,501 mol

Taxa de Emissão de Monóxido de Carbono na João Naves de Ávila = $90,10 \frac{\text{g}}{\text{vei}\cdot\text{hr}}$

Taxa de Emissão de Monóxido de Carbono na João Pinheiro = $8,48 \frac{\text{g}}{\text{vei}\cdot\text{hr}}$

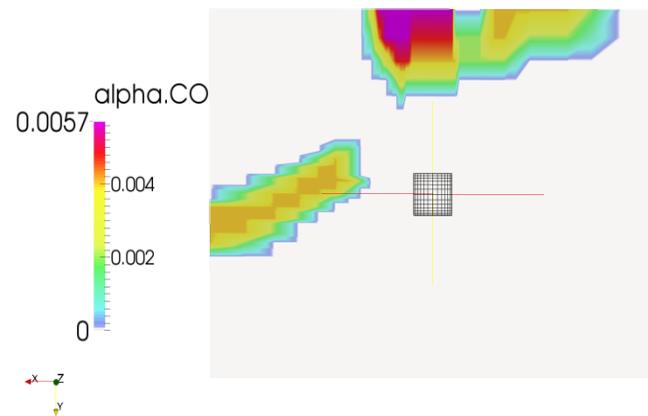
Período do Lançamento 1 (segundos) = 73s

Período do Lançamento 2 (segundos) = 73s

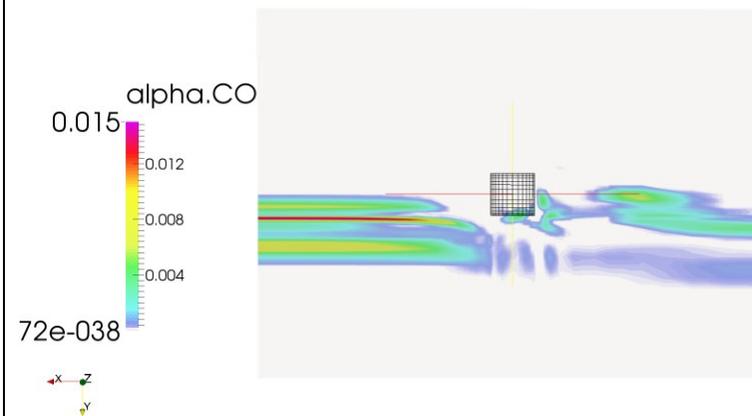
Temperatura Ambiente = 303 K

Velocidade do Vento = 15 m/s

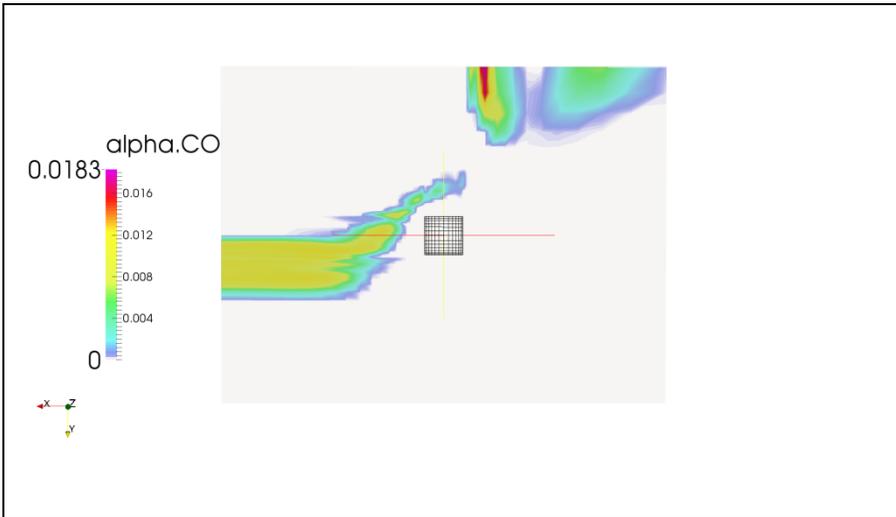
Direção do Vento = (-1 0 0)



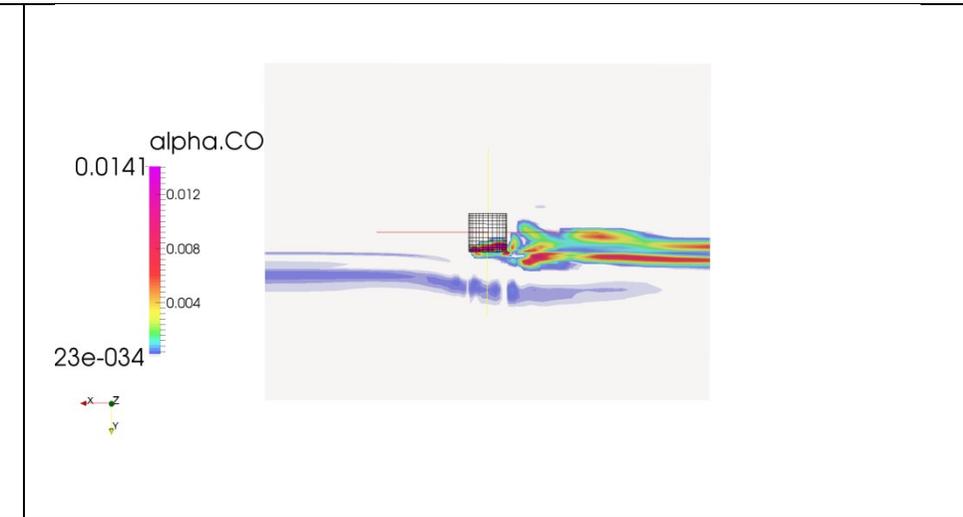
Tempo = 73 segundos



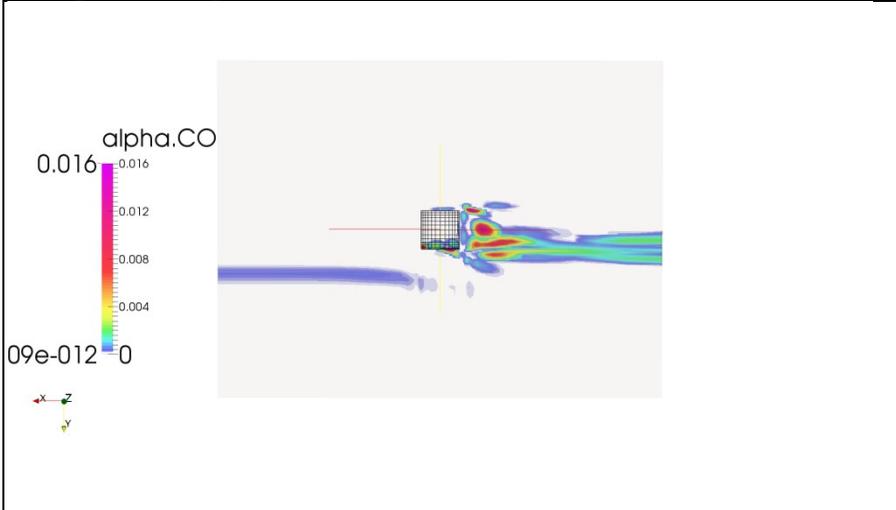
Tempo = 80 segundos



Tempo = 74 segundos



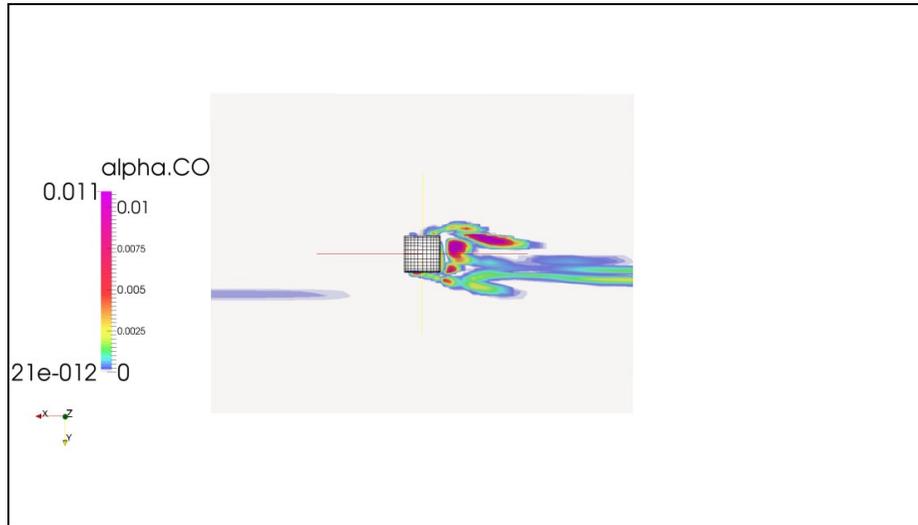
Tempo = 90 segundos



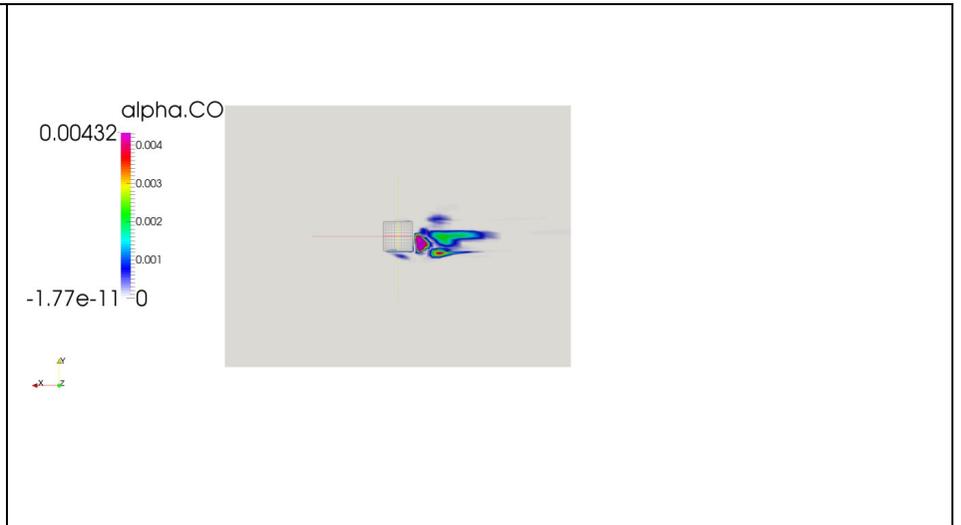
Tempo = 100 segundos



Tempo = 110 segundos



Tempo = 130 segundos



Tempo = 146 segundos